Centre intégré universitaire
de santé et de services sociaux
du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal



AVIS CONCERNANT LES POLLUANTS LE LONG DES AUTOROUTES ET RECOMMANDATIONS SUR LES USAGES AUX ABORDS DU COMPLEXE TURCOT





Avis concernant les polluants le long des autoroutes et recommandations
sur les usages aux abords du complexe turcot
est une production du Service Environnement urbain et saines habitudes de vie
Direction régionale de santé publique du CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Ile-de Montréal
1301, rue Sherbrooke Est
Montréal (Québec)
Téléphone : 514 528-2400
www.dsp.santemontreal.qc.ca
twitter.com/Santepub_Mtl

Auteurs
Karine Price, M. Sc., toxicologue,
Louis-François Tétreault, Ph.D., toxicologue
Masoud Fallah Shorshani, Ph.D., ing.
Sidonie Pénicaud, MD, M. Sc.
Stéphane Perron, MD, M. Sc., FRCPC

Sous la direction
Richard Massé, M.D., directeur régional de santé publique

Ce document est disponible sur le site Web de la Direction régionale de santé publique
www.dsp.santemontreal.qc.ca

ISBN: 978-2-550-78872-0 (version PDF)

Dépôt légal
Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2017
Bibliothèque et Archives Canada, 2017

MOT DU DIRECTEUR

La pollution atmosphérique générée par le transport routier préoccupe les autorités de santé publique depuis de nombreuses années. Les polluants de l'air peuvent causer plusieurs problèmes de santé chez la population, surtout chez les personnes les plus vulnérables comme les enfants ou les personnes atteintes de maladies cardiorespiratoires. Les aménagements autour des voies routières à haut débit de circulation, comme le complexe Turcot, doivent donc tenir compte de cette problématique et limiter autant que possible l'exposition de la population aux polluants émis par les véhicules motorisés.

Afin de mieux caractériser cette problématique, cet avis décrit les divers polluants qui se trouvent autour des grands axes routiers, les facteurs qui influencent leur dispersion et les mesures de mitigation qui peuvent être mises en place afin de diminuer l'exposition de la population. Une modélisation des concentrations des divers polluants le long d'un axe routier majeur montréalais, dans ce cas-ci le complexe Turcot, est également présentée. L'avis explore aussi différentes approches retenues dans d'autres pays afin de diminuer l'exposition de la population aux polluants issus des véhicules. Enfin, des recommandations sont émises afin de guider l'implantation de différents usages aux abords des autoroutes.

Le directeur régional de santé publique,

Richard Massé, M.D.
Directeur régional de santé publique de Montréal
du CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal

RÉSUMÉ

Cet avis fait suite à une demande du comité sur le Plan de développement urbain, économique et social pour les quartiers aux abords de l'échangeur Turcot (PDUES – Turcot) afin que la Direction régionale de santé publique (DRSP) émette des recommandations ayant trait à l'implantation de divers usages le long du complexe Turcot. Ces recommandations seront intégrées dans la planification de la revalorisation des terrains situés aux abords de cette infrastructure routière.

Plusieurs problématiques peuvent être présentes le long des grands axes routiers, dont les niveaux de bruit élevé et la pollution occasionnée par les véhicules moteurs. Cet avis aborde plus précisément la problématique de la qualité de l'air aux abords des autoroutes.

La qualité de l'air aux abords des grands axes routiers est influencée par les polluants issus de la combustion des moteurs des voitures, camions légers et camions lourds carburant à l'essence. Ce mélange complexe de polluants sera dispersé de part et d'autre des infrastructures routières, suivant un gradient de concentration jusqu'à l'atteinte des valeurs normalement présentes en milieu urbain. La concentration et la dispersion des polluants seront influencées par plusieurs facteurs d'ordre météorologiques (ex. vent), structurel (ex. présence de murs antibruit) ou en lien avec le processus d'émissions de polluants (ex. vitesse des véhicules).

L'exposition aux polluants issus du transport est liée à des effets sur la santé, particulièrement chez les populations plus vulnérables, tels les enfants. En effet, une exposition plus importante aux polluants issus du transport routier peut provoquer une augmentation de l'incidence de l'asthme (nouveaux cas d'asthme) et de son exacerbation (événements asthmatiques chez les individus diagnostiqués). La littérature suggère également des liens avec d'autres effets sur la santé, bien que ces liens de causalité ne soient pas encore définitivement établis.

D'après cette revue de la littérature non exhaustive, diverses mesures de mitigation permettent de réduire l'exposition aux polluants émis par les véhicules. Ces mesures comprennent la mise en place d'une zone tampon entre l'infrastructure routière et les zones résidentielles, les murs antibruit et les barrières de végétation. La combinaison de diverses mesures de mitigation semble être le choix le plus efficace. D'autant plus que, suivant la modélisation des concentrations de polluants autour du complexe Turcot, il s'avère que la réduction des polluants par les murs antibruit est moins importante que celle décrite dans la littérature, probablement en raison de l'influence de la direction des vents dominants.

Toutefois, l'utilité première des murs antibruit est de réduire l'exposition au bruit. La DRSP maintient donc l'importance de mettre en place des murs antibruit afin de réduire les niveaux de bruit en provenance de l'infrastructure routière.

Dans le cadre du présent avis, la DRSP émet les recommandations suivantes :

Recommandation 1

À l'exemple de plusieurs autres villes, ne pas implanter à moins de 150 mètres des autoroutes et des infrastructures routières à fort débit de nouveaux bâtiments destinés à des populations pouvant être plus sensibles aux effets des polluants, tels les écoles, les garderies, les centres de soins, les résidences pour personnes âgées.

Tel que décrit précédemment, la mise en place de certaines mesures de mitigation peut avoir un effet important sur la réduction de la concentration des polluants. Les mesures de mitigation efficaces incluent :

- Les mesures touchant directement l'infrastructure routière :
  - Murs antibruit d'une hauteur suffisante (d'au moins 4 m à 6 m)
  - Combinaison de murs antibruit et d'écrans de végétation dense
- Les mesures favorisant l'éloignement de la population aux polluants :
  - Zones tampons
- Les mesures touchant directement le bâtiment :
  - Configuration du bâtiment (accès extérieurs sur la façade opposée à l'axe routier)
  - Système de ventilation HEPA performant
  - Emplacement des prises d'air éloigné de l'infrastructure routière.

Toutefois, divers facteurs peuvent influencer l'efficacité de ces mesures, tant au niveau des mesures appliquées au bâtiment qu'à l'infrastructure routière. Aussi, bien que certaines mesures de mitigations telles les systèmes de filtration performants puissent améliorer la qualité de l'air intérieur, il s'avère également que les milieux tels les écoles ou les centres soins de longues durées ne sont pas des espaces clos. Ces milieux offrent généralement une cour extérieure afin que les enfants ou les personnes âgées ou ayant des maladies chroniques puissent sortir et exercer des activités extérieures.

Il est donc déconseillé d'implanter ce type d'édifice public ou privé offrant des services aux populations vulnérables le long des autoroutes et de potentiellement exposer les groupes plus sensibles de la population (enfants, personnes ayant des maladies chroniques, personnes âgées). L'implantation sur des terrains plus propices aux vocations de ces immeubles, situés à plus de 150 m d'une autoroute, devrait être privilégiée.

En ce qui a trait au cadre bâti existant abritant ces types d'usages et situé aux abords des autoroutes, certaines mesures appliquées au bâtiment peuvent être mises en place afin de réduire l'exposition à certains types de polluants. Par exemple, l'ajout d'un système de ventilation adéquat, à condition d'être entretenu périodiquement, selon les directives du fabricant, peut aider à améliorer la qualité de l'air intérieur.

Recommandation 2

Mettre en place des mesures de mitigation efficaces visant l'infrastructure routière et le nouvel immeuble résidentiel dans le cas de la revalorisation d'un terrain situé dans une zone résidentielle, entre 50 m et 150 m de l'autoroute, et juxtaposé à des habitations déjà présentes.

L'établissement d'immeubles résidentiels le long des autoroutes n'est pas recommandé. Toutefois, plus de 325 000 logements se situent présentement à moins de 100 m d'une autoroute dans la région métropolitaine. Ainsi, dans certains cas, un terrain faisant l'objet d'une revalorisation pourrait être situé entre 50 m et 150 m d'une autoroute et être juxtaposé à des immeubles résidentiels déjà établis depuis de nombreuses années. L'établissement de nouvelles résidences dans ce cas pourrait être accompagné de la mise en place de mesures de mitigation efficaces visant l'infrastructure routière et l'immeuble, tel que mentionné ci-haut.

Ces mesures ont l'avantage d'agir à la fois sur le nouvel immeuble et sur le cadre bâti déjà existant. Elles préviennent l'exposition d'une nouvelle population aux polluants et pourraient diminuer l'exposition de la population existante tant à la pollution qu'au bruit.

En effet, la population déjà établie aux abords des autoroutes demeurera exposée aux polluants issus des véhicules moteurs tant qu'il n'y a pas de mesures de mitigation efficaces mises en place (ex. murs antibruit d'une hauteur suffisante, système de ventilation, réduction à la source des polluants, etc.). Quelques mesures peuvent toutefois être mises en place afin de réduire l'exposition de la population déjà présente à certains types de polluants comme l'ajout d'un système de ventilation adéquat, à condition d'être entretenu périodiquement.

Recommandation 3

À moins de 50 m d'une autoroute, ne pas implanter de nouvel usage sensible, dont les usages décrits précédemment incluant les habitations, les terrains de jeux pour les enfants, les jardins communautaires, les terrains sportifs, etc.

Dans ce cas, il est recommandé de favoriser d'autres usages le long des grands axes routiers comme la mise en place de zone tampon entre l'infrastructure et les résidences.

Recommandation 4

Lors de l'établissement ou la réfection importante d'une infrastructure routière majeure, inclure d'emblée des mesures de mitigation efficaces dans le cas où des zones à vocation résidentielle ou à usage sensible sont situées à moins de 150 m de l'infrastructure.

TABLE DES MATIÈRES

Mot du directeur i
Résumé iii
Table des matières vii
1. Introduction 1
2. Principaux polluants autour des grands axes routiers et leur dispersion 1
3. Facteurs qui influencent la dispersion des polluants 3
4. Effets sur la santé 10
5. Exemple appliqué à Montréal 12
6. Modélisation des polluants autour des grands axes routiers montréalais – l'exemple du complexe Turcot 14
7. Exemple de mesures de mitigation et leur application 24
8. Résumé des constats et recommandations de la DSP 30
9. Recommandations 31
10. Conclusion 33
11. Annexe 34
12. Références 35

1. INTRODUCTION

Le mélange complexe de polluants émis par les véhicules influence grandement la qualité de l'air aux abords des grands axes routiers. En effet, les voitures, camions légers et camions lourds émettent un éventail de produits issus de la combustion des moteurs carburant à l'essence, qui se distribuent ensuite le long des axes routiers majeurs.

Ce mélange complexe de polluants sera dispersé de part et d'autre des infrastructures routières, suivant un gradient de concentration jusqu'à l'atteinte des valeurs de bruit de fond normalement présentes en milieu urbain. La concentration et la dispersion des polluants seront influencées par plusieurs facteurs d'ordre météorologiques (ex. : vent), structurels (ex. présence de murs antibruit) ou en lien avec le processus d'émissions de polluants (ex. vitesse des véhicules).

Cet avis décrit les caractéristiques des divers polluants qui se trouvent autour des grands axes routiers ainsi que les facteurs qui influencent leur dispersion. Une modélisation des concentrations des divers polluants le long d'un axe routier majeur, dans ce cas-ci le complexe Turcot, est également présentée. L'avis explore aussi les effets sur la santé en lien avec les polluants émis par les véhicules et les mesures pouvant être mises en place afin de diminuer l'exposition de la population aux polluants dans les environnements situés aux abords des grands axes routiers.

2. PRINCIPAUX POLLUANTS AUTOUR DES GRANDS AXES ROUTIERS ET LEUR DISPERSION

Les principaux polluants issus de la combustion des moteurs à essence sont les oxydes d'azote (NOx), les particules ultrafines (PUF), le monoxyde de carbone (CO) et certains composés organiques volatils (COV). Des réactions secondaires prendront également place entre les polluants primaires émis des véhicules. Par exemple, le dioxyde d'azote (NO_2) se formera aux abords de l'axe routier suite à la réaction du monoxyde d'azote (NO) et de l'ozone présent dans l'air (O_3). La description de ces réactions chimiques n'est pas abordée ici, mais elles sont décrites plus en détail, avec d'autres références pertinentes, dans le rapport traitant des polluants en liens avec le trafic routier du *Health Effects Institute* (HEI, 2010).

Les polluants sont ensuite dispersés de leur point d'émission et leur concentration suivra un gradient en fonction de la distance aux axes routiers. Selon la nature des polluants, les concentrations des divers polluants atteindront les valeurs de bruit de fond entre 115 et 300 m des axes routiers (Karner et coll., 2010). La prochaine section aborde la notion de gradient de concentration le long des grands axes routiers.

Gradients de polluants le long des grands axes routiers

Différentes approches sont utilisées afin de prédire les concentrations de polluants le long des axes routiers. Les modèles le plus souvent utilisés sont de type LUR (*Land-use regression* – modèles de régressions linéaires) ou des modèles de dispersion. Les modèles LUR ont l'avantage d'être plus simples, mais ne peuvent prévoir les gradients de polluants sous différents scénarios d'émission, tel que visé dans le présent rapport. Ainsi, ce rapport se concentre sur les études décrivant les gradients de polluants le long des grands axes routiers et les valeurs de polluants prédites à l'aide de modèles de dispersion.

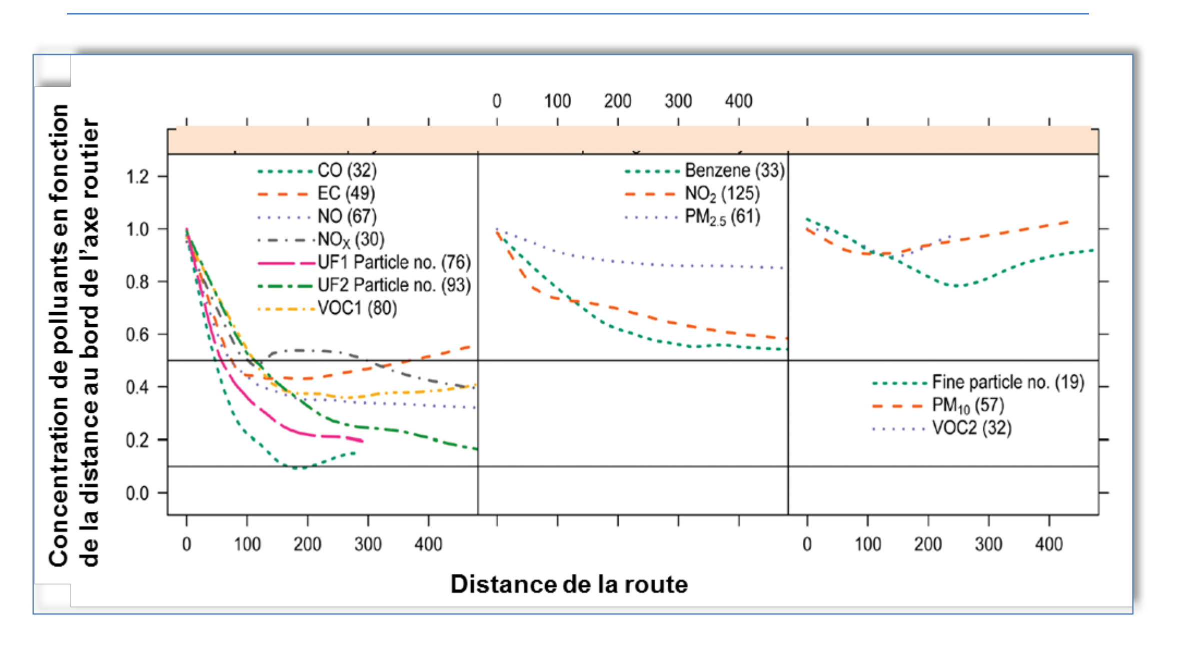
À ce titre, Karner et coll. 2010 ont effectué une synthèse de 41 études publiées entre 1978 et 2008 portant sur l'échantillonnage et la modélisation des concentrations de divers polluants le long des grands axes routiers. Les études comprises dans cette revue de littérature ont été réalisées le long d'axes routiers ayant un débit de véhicule allant de moyen à très important (entre 30 000 à 350 000 véhicules par jour - VPJ).

Les études comprises dans la recension des écrits de Karner et coll., 2010 ont été réalisées en Amérique du Nord (Californie, New York, Ohio, Caroline du Nord, Texas, Ontario, Québec), en Europe (Pays-Bas, Suisse, Royaume-Uni, Suède, Allemagne, Finlande, France, Irlande), en Asie (Japon, Chine) et en Australie.

Le but de cette recension des écrits était de décrire quantitativement la dispersion des polluants le long des grands axes routiers. Pour ce faire, les auteurs ont développé une méthodologie permettant de comparer les différentes études n'ayant pas toutes été réalisées suivant le même protocole de recherche[1].

D'après la figure 1, tirée de la recension des écrits de Karner et coll., 2010, lorsqu'il n'y a aucune mesure d'atténuation de mise en place, on observe une diminution de 10 à 25 % de l'ensemble des polluants à une distance de 25 m des grands axes routiers, tandis que cette diminution est de 23 à 50 % lorsque la distance atteint 50 m.

Figure 1. Concentration de polluants en fonction de la distance au bord de l'axe routier.
Tirée de Karner et coll.,2010



Note : Les valeurs sont normalisées par rapport à la concentration échantillonnée en bordure de route. Le niveau du bruit de fond est atteint lorsque la concentration normalisée devient constante.

[1] Les données provenant des différentes études ont été normalisées suivant deux approches : la normalisation aux concentrations de fond et la normalisation par rapport à la concentration échantillonnée aux abords de la route. Toutefois, puisqu'il n'y a pas de protocole standard pour identifier les valeurs de bruit de fond dans les diverses études (stations d'échantillonnage fixes à différentes distances des voies, stations sous l'influence d'une source locale de polluants, etc.), la normalisation au bruit de fond peut s'avérer problématique lorsque l'on compare plusieurs études. En effet, l'utilisation d'une valeur de bruit de fond trop élevée se traduira par des gradients de concentration de polluants qui sont trop faibles, tandis que l'utilisation d'une valeur de bruit de fond trop faible amplifiera les gradients de polluants observés. Les auteurs privilégient donc l'utilisation d'une normalisation par rapport aux valeurs échantillonnées directement au bord de la route. Cette méthodologie permet de déceler le gradient de concentration jusqu'au niveau du bruit de fond, qui est atteint lorsque le ratio par rapport à la concentration aux abords de la route devient constant.

Tel qu'illustré à la Figure 1, certains polluants décrivent une décroissance de la concentration plus rapide, c'est-à-dire que la concentration est diminuée de plus de 50 % à une distance inférieure ou égale à 150 m. Tel est le cas pour le CO, les PUF, le NO, les NOx, certains COV et le carbone élémentaire (EC). Une diminution moins rapide est observée pour le Benzène, le NO_2 et les $PM_{2.5}$. Aucune diminution significative aux abords des axes routiers n'a été notée pour les PM_{10} et le nombre de particules fines ayant un diamètre de plus de 0,3 µm.

Outre la recension des écrits faite par Karner et coll., 2010 d'autres études plus récentes décrivent également un gradient de concentration similaire pour les polluants aux abords des grands axes routiers. En plus de décrire la dispersion des polluants, ces études abordent également l'influence de divers facteurs ou mesures d'atténuation sur la concentration de polluants le long des grands axes routiers. En effet, certains facteurs tels le vent, la présence de murs antibruit ou la végétation pourront favoriser la dispersion des polluants et l'atteinte plus rapide des niveaux bruit de fond (c'est-à-dire à une plus courte distance des axes routiers). La section suivante aborde ces divers facteurs d'influence sur la dispersion des polluants

3. FACTEURS QUI INFLUENCENT LA DISPERSION DES POLLUANTS

Facteurs météorologiques

La vitesse et la direction des vents ont une forte influence sur la dispersion des polluants. La Figure 2, illustre un exemple de l'influence du vent sur la dispersion des polluants qui a été notée par Beckerman et coll. 2008, dans une étude réalisée à Toronto, le long d'une autoroute ayant un débit journalier de véhicules entre 349 000 et 395 000 VPJ. Tel qu'attendu, on observe que le bord de l'autoroute situé contre le vent atteint plus rapidement les niveaux bruit de fond (moins de 100 m pour les PUF et jusqu'à environ 200 m pour le NO_2). En effet, dans ce cas, le vent favorise la dispersion des polluants vers le côté de la route situé sous le vent.

Figure 2. Influence du vent sur la dispersion des polluants. Tiré de Beckerman et coll., 2008.

Dans un autre exemple, Hagler et coll. 2009 ont réalisé des échantillonnages de PUF aux abords de grands axes routiers, ayant un débit de 125 000 VPJ, à Raleigh en Caroline du Nord. Les auteurs ont noté l'influence du vent sur les concentrations de PUF, celles-ci étant 3,2 fois plus élevées du côté sous le vent, par rapport au site situé du côté contre le vent.

En ce qui a trait à la vitesse des vents, Hitchins et coll., 2000 ont observé des valeurs plus élevées de PUF lorsque la vitesse du vent était moins élevée. Ainsi, lorsque la vitesse des vents est plus élevée, il y a un brassage plus efficace et une plus grande dispersion des polluants dans l'air.

Ce même constat a également été fait par Jin et coll., 2016, qui ont évalué la dispersion des particules et l'influence de divers paramètres (vitesse et direction des vents, présence de murs antibruit ou de végétation) sur les concentrations aux abords des grands axes routiers, ainsi qu'à l'intérieur d'un immeuble situé à 25 m du bord de la route. Lorsque la vitesse du vent est élevée, la concentration intérieure de particules (modélisée et mesurée) sera moindre. Lorsque la vitesse du vent est faible, la vélocité devant l'immeuble est faible et les particules ont tendance à s'accumuler en bordure des fenêtres.

La direction du vent par rapport à l'axe routier est également un facteur qui pourra influencer la concentration des polluants et leur dispersion le long de la route. En effet, Pournazeri et coll., 2015, ont observé qu'un vent ayant un angle de 60° par rapport à la route entraînera les polluants le long de l'axe routier et une augmentation des concentrations, contrairement à leur dispersion dans le cas d'un vent perpendiculaire à la route. Le Tableau 1 résume l'effet des divers facteurs météorologiques sur la concentration de polluants sur les axes routiers.

Tableau 1. Effets du vent sur la concentration de polluants le long des grands axes routiers.

Facteur d'influence	Effet sur la concentration de polluants	Référence
Vitesse des vents	La vitesse élevée favorise la dispersion des polluants et la diminution des concentrations	Hitchins et coll., 2000; Jin et coll., 2016
Côté de la travée par rapport au vent	Les concentrations du côté situé sous les vents sont plus élevées	Beckerman et coll., 2008; Hagler et coll., 2009
Direction du vent par rapport à l'axe routier	Un vent perpendiculaire à la route favorise une dispersion des polluants, contrairement au vent parallèle à la route	Pournazeri et coll., 2015;

Mise en place de murs antibruit

La présence de barrières solides, principalement des murs antibruit, peut avoir un impact important sur la dispersion des polluants le long des autoroutes. Différentes études ont porté sur l'impact des murs antibruit et leur configuration sur les concentrations de polluants aux abords des autoroutes. Certaines études ont analysé en laboratoire la forme et l'intensité des mouvements d'air générés par les murs antibruit, ou encore ont développé des modèles de dispersion en fonction des concentrations de polluants échantillonnés à différentes distances des axes routiers.

Outre les mesures directes des différents polluants sur le terrain, la plupart des études utilisent les particules ou encore, un polluant traceur gazeux, afin de modéliser la dispersion du mélange de polluants et quantifier le degré de réduction des polluants en fonction de la hauteur des murs ou de la distance. Les données sont généralement rapportées en ratio de concentration (concentration à une distance derrière un mur antibruit

par rapport à un scénario sans mur) afin de quantifier le pourcentage de réduction des polluants en fonction d'un paramètre donné, par exemple l'emplacement ou la hauteur du mur antibruit.

À l'aide de modèles de dispersion et d'études réalisées en laboratoire, Pournazeri et coll., 2015 ont observé que la présence d'un mur antibruit abaisse significativement les concentrations de polluants et permet de créer une turbulence qui favorise la dispersion du panache de polluants par le vent. Un vortex est créé devant le mur antibruit, soulevant les polluants au-dessus du mur, favorisant ainsi leur dispersion plus efficace, comparativement à une situation sans mur. Ces observations ont également été rapportées dans le cadre d'autres études effectuées en laboratoire dans un tunnel de vent ou dans un environnement extérieur contrôlé, à l'aide d'un gaz polluant traceur (Heist, 2009; Finn et coll., 2010).

Les simulations illustrées aux Figures 3 et 4, réalisées en laboratoire, permettent de visualiser la turbulence et la dispersion des polluants engendrée par la présence d'un mur antibruit (Pournazeri et coll., 2015). Ces simulations permettent d'observer que le vortex créé par le mur propulse les polluants et favorise la dispersion en hauteur sur une distance importante lorsque le vent souffle perpendiculairement à l'axe routier.

Figure 3. Tirée de Pournazeri et coll., 2015 Modélisation de la vélocité du vent en fonction de la présence de murs antibruit.

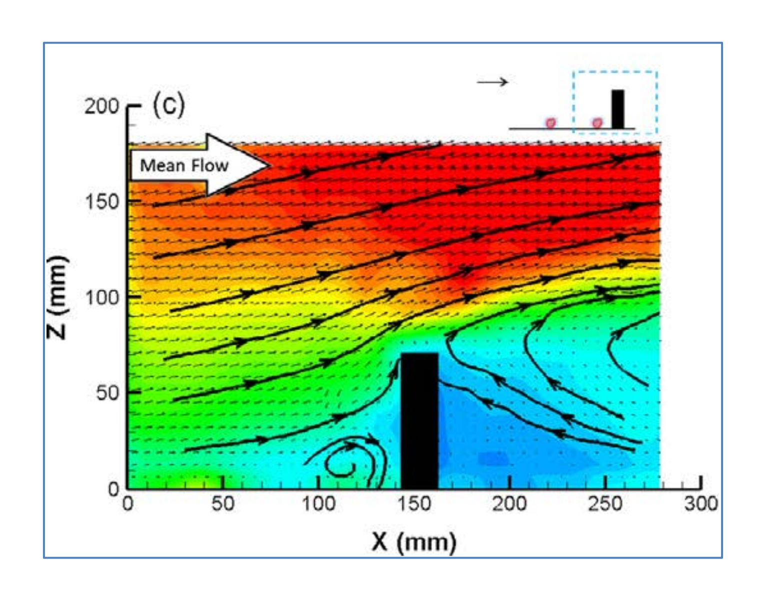
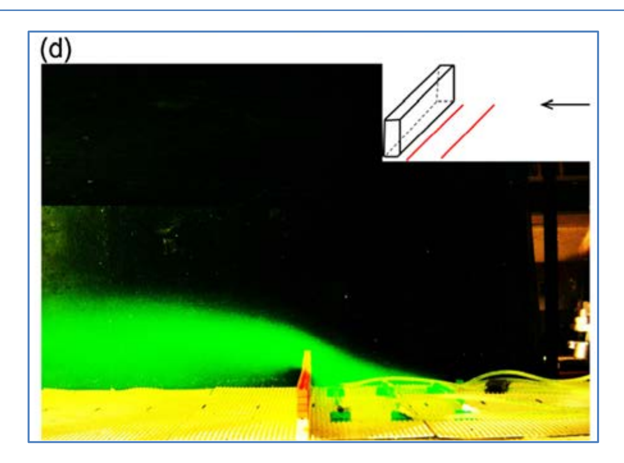


Figure 4. Tirée de Pournazeri et coll., 2015. Visualisation de la dispersion du panache en présence d'un mur antibruit sous un vent perpendiculaire à l'axe routier.



Emplacement du mur antibruit

La dispersion des polluants sera influencée par l'emplacement des murs antibruit, qu'ils soient situés des deux côtés de l'axe routier, ou encore contre le vent ou sous le vent.

L'emplacement le plus efficace afin de réduire la concentration de polluants aux abords d'un axe routier est la mise en place de murs antibruit des deux côtés de l'infrastructure. En effet, le pourcentage de réduction des polluants par rapport à une situation sans mur étant plus important lorsque des murs antibruit sont présents des deux côtés de la route (Ahangar et coll., 2017). Afin qu'un mur antibruit situé contre le vent soit aussi efficace que celui sous le vent, la zone de recirculation provoquée par le mur, tel qu'observé à la Figure 3, doit s'étendre sur toute la largeur de la route. Cette zone correspond à 6 fois la hauteur du mur (Ahangar et coll., 2017).

Toutefois, à une distance correspondant à 10 fois la hauteur des murs antibruit (par exemple, à une distance de 30 m pour des murs de 3 m de hauteur), les trois types d'emplacements ont un impact comparable sur la réduction de la concentration de polluants.

Hauteur du mur antibruit

La hauteur des murs est un facteur déterminant dans la dispersion des polluants se trouvant sur les axes routiers. Dans une étude effectuée par Amini et coll., 2016, les auteurs ont développé des modèles de dispersion permettant d'estimer les concentrations de PUF aux abords des grands axes routiers (moyenne de 200 000 véhicules/jour) en fonction de la distance et de la hauteur d'un mur antibruit. Dans ce cas, les murs antibruit se trouvent d'un seul côté de la travée de l'autoroute, sous le vent.

Le Tableau 2 présente le pourcentage de réduction des concentrations de PUF en fonction de la hauteur d'un mur antibruit, tel que rapporté dans l'étude d'Amini et coll., 2016. En présence d'un mur antibruit d'une hauteur de 4 m, le pourcentage de réduction des particules est de 60 % directement derrière le mur, et il atteint 75 % pour un mur de 8 m de hauteur. À une distance de 20 mètres derrière le mur, la réduction atteint 30 % pour un mur de 4 m et de 55 % pour un mur de 8 m par rapport aux concentrations retrouvées à la même distance lorsqu'il n'y a pas de mur. On constate donc que l'influence la plus marquée du mur sur la concentration de particules se trouve dans les 20 premiers mètres aux abords de l'autoroute. Pour un mur d'une hauteur de 4 m, l'influence du mur sur la concentration de polluants comparativement à une situation sans mur sera beaucoup moins importante à partir d'environ 40 m du bord de l'axe routier.

Tableau 2. Pourcentage de réduction des concentrations de PUF, par rapport aux concentrations mesurées à la même distance selon un scénario sans mur (tiré d'Amini et coll., 2016).

Distance au mur (côté opposé à la route)	Hauteur du mur		
	4 m	6 m	8 m
0 m	60 %	70 %	75 %
10 m	40 %	50 %	65 %
20 m	30 %	45 %	55 %
40 m	25 %	35 %	45 %
50 m	20 %	30 %	40 %
100 m	10 %	20 %	30 %

Des réductions similaires dans les concentrations de PUF aux abords des autoroutes ont été observées par Hagler et coll., 2012. En analysant l'influence d'un mur antibruit d'une hauteur de 6 m sur les concentrations de PUF, ces auteurs ont observé une diminution de 49 % à 53 % des concentrations mesurées derrière le mur, à 10 m de la route, comparativement à une même distance sans la présence d'un mur antibruit.

Ce même constat a également été fait par Schulte et coll. 2014 qui a modélisé l'impact de la hauteur des murs antibruit (d'une hauteur de 1, 2, 3, 6 et 12 m) sur les concentrations d'un gaz polluant traceur. Tel qu'attendu, ils ont observé que les murs les plus hauts étaient les plus efficaces afin de réduire les concentrations de polluants, mais que l'impact de la hauteur du mur sur le degré de réduction du polluant gazeux n'était pas linéaire. En effet, lorsque l'on double la hauteur du mur de 1 à 2 m, la réduction de polluant passe d'une valeur de 25 % à une valeur de 55 % derrière le mur. Lorsque l'on double la hauteur du mur en la faisant passer d'une hauteur de 3 à 6 m, la réduction de polluant est moins importante, passant de 70 % à une valeur de 80 %.

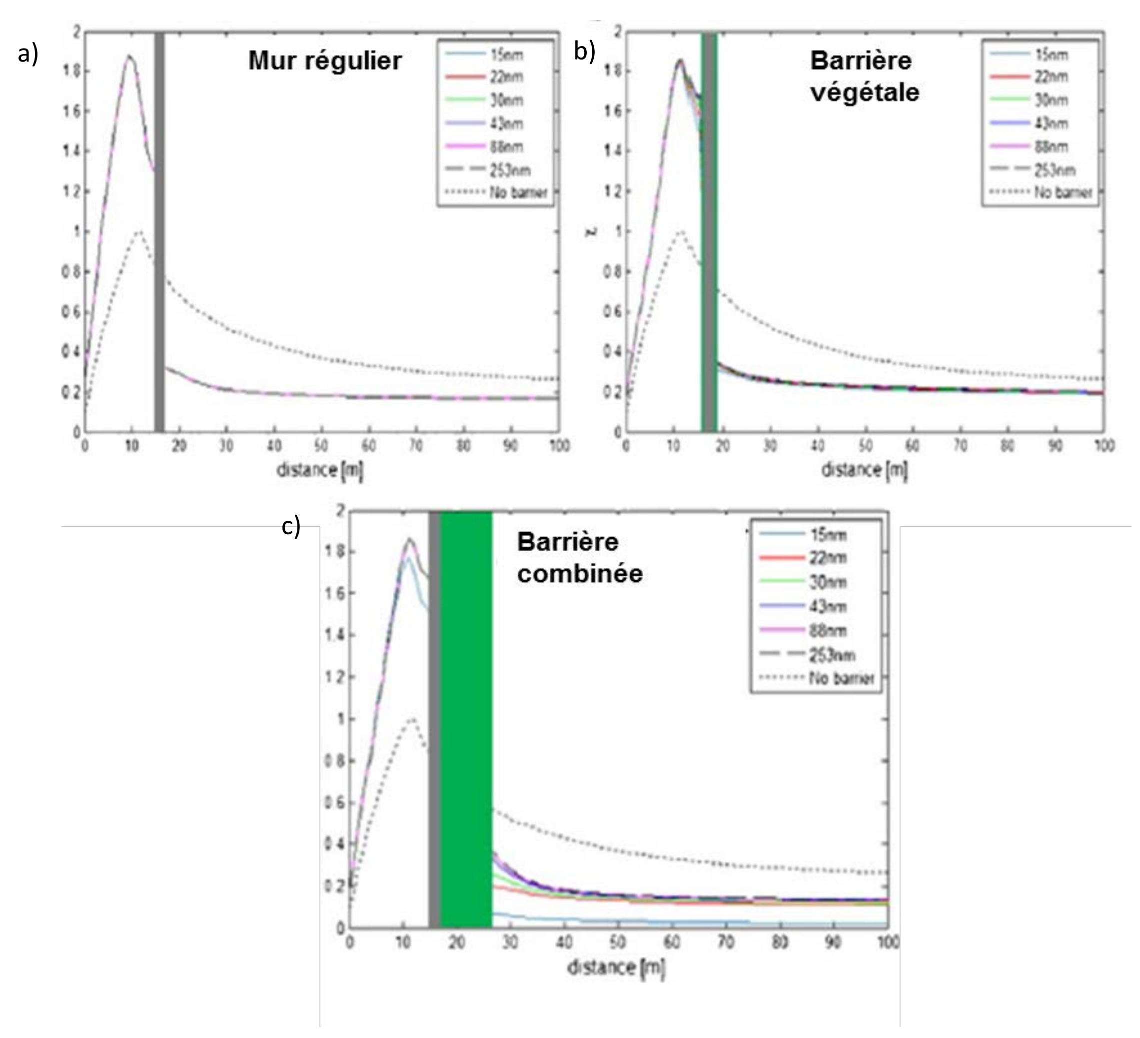
La végétation

Outre les barrières solides telles, les murs antibruit, les murs végétalisés peuvent également être mis en place le long des axes routiers dans le but de diminuer les polluants et les niveaux de bruit.

Les résultats des différentes études, dont celles réalisées sur le terrain par Hagler et coll. 2012, montrent des résultats très variables pour le degré de réduction des polluants engendrés par la végétation. La direction du vent, la discontinuité dans la barrière ou la porosité des surfaces végétales influencent l'efficacité et la capacité de rétention des polluants. En effet, les arbres peuvent être plus ou moins efficaces pour réduire les concentrations de polluants s'ils ne forment pas une barrière continue et si le vent peut circuler aisément entre les arbres (Jin et coll., 2016).

L'efficacité de divers scénarios afin de réduire les polluants le long des routes peut être observée à la Figure 5. Cette figure décrit l'influence d'un mur antibruit (Figure 5a), d'un mur antibruit végétalisé (Figure 5b) et une combinaison de mur et de végétation (Figure 5c) sur la concentration de particules de différentes grosseurs (de 15 nm à 253 nm) (Tong et coll., 2016).

Figure 5. Modélisation de l'influence de différentes configurations de murs antibruit et barrières végétalisées sur la concentration de particules fines comparativement à un scénario sans mesure d'atténuation (ligne pointillée). Tiré de Tong et coll., 2016. [1]



[1] Scénario a) mur antibruit d'une hauteur de 6 m et de 1 m de largeur 1 m; b) mur végétalisé (hauteur 6 m et largeur 1 m avec 25 cm de végétation); c) combinaison d'un mur (hauteur 6 m, largeur 1 m) et d'une barrière végétalisée (hauteur 10 m, largeur 6 m)

D'après la Figure 5, la diminution la plus importante des particules est atteinte avec un mur antibruit et la présence additionnée de végétation dense (10 m de largeur par rapport au bord de l'autoroute). On observe également que l'effet sur la diminution des particules est variable selon la taille des particules et sera plus importante pour les PUF d'un diamètre inférieur à 30 nm.

D'autres auteurs observent également des conclusions semblables. Baldauf et coll., 2008 suggèrent que la présence d'une végétation importante et dense (10 m de hauteur), additionnée d'un mur antibruit, diminuera significativement les concentrations de polluants.

Constats - Influence des murs antibruit et de la végétation

Le Tableau 3 dresse un résumé de l'influence des différentes configurations de murs antibruit ou barrières végétales, présentées dans les sections précédentes, sur la concentration de polluants le long des autoroutes. Tel que mentionné précédemment, dans une situation de référence sans la présence d'un mur antibruit ou d'une barrière végétale, la réduction des concentrations de particules variera entre 55 % et 60 % à 50 m et entre 70 % et 78 % à 100 m (Karner et coll., 2010; Tong et coll., 2016). En présence d'un mur antibruit d'une hauteur de 4 m, la réduction atteindra entre 75 et 80 % à 50 m du bord de l'autoroute, tandis qu'elle sera de 85 % avec un mur de 6 m de hauteur. L'addition d'une barrière végétale sur un mur antibruit de 6 m de hauteur aura une influence marquée sur les particules ultrafines ayant le plus petit diamètre et atteindra 90 % à 50 m. Pour les autres particules, on pourra atteindre une réduction supplémentaire de 5 à 10 % comparativement à un scénario avec un mur de 6 m de hauteur.

Tableau 3. Pourcentage de réduction des polluants en fonction de la distance de l'axe routier, par rapport à une situation de référence sans mesure d'atténuation.

Mesure d'atténuation	**Distance de l'axe routier**					
	10 m	20 m	50 m	100 m	150 m	Réf.
Situation de référence (SR) – ***sans mesures d'atténuation***	13 %	23 %	55 %	78 %	90 %	Karner et coll., 2010[1]
	30 %	45 %	60 %	70 %	-	Tong et coll., 2016[1]
Mur antibruit (2m)	55 %[5]					Schulte, 2014[2]
Mur antibruit (6 m)	80 %[5]					
	70 %	80 %	85 %	85 %		Tong et coll., 2016
Mur antibruit (6 m) et barrière végétale[3,4]	70-80 %	80 %	80-85%	90 %	-	Tong et coll., 2016
Mur antibruit (situation de référence + % réduction) 4 m de haut	SR + 40 %	SR + 30 %	SR + 20 %	SR + 10 %	-	Amini et coll., 2016
6 m de haut	SR + 50 %	SR + 45 %	SR + 30 %	SR + 20 %	-	
8 m de haut	SR + 65 %	SR + 55 %	SR + 40 %	SR + 30 %	-	

1 Particules ultrafines d'un diamètre variant de 15 à 253 nm (UF2)
2 Simulation effectuée dans un tunnel de vent au U.S. EPA Fluid Modeling Facility.
3 Combinaison d'un mur (hauteur 6 m, largeur 1 m) et d'une barrière végétale (hauteur 10 m, largeur 6 m).
4 Les particules ultrafines de 15 nm ont une réduction de 90 % et plus à partir de 20 m. 5Utilisation d'un gaz traceur.

Les structures autoroutières surélevées

D'après des études de laboratoire réalisées par le U.S. EPA et des modélisations subséquentes (Heist et coll. 2009), une des configurations les plus efficaces pour réduire la pollution aux abords des axes routiers est une route abaissée avec des murs antibruit de chaque côté, en hauteur (Pournazeri et coll., 2015).

Toutefois, une structure autoroutière surélevée aura également une influence importante sur la dispersion des polluants. La mise en place de murs antibruit augmente la dilution initiale des polluants, tandis que la hauteur de la structure augmentera également la hauteur de dispersion du panache. Par contre, sans murs antibruit, la structure en hauteur tend à créer un courant d'air descendant et entraîne les polluants vers le sol (Pournazeri et coll., 2015). La Figure 6 permet de visualiser la dispersion des polluants avec une structure surélevée.

Figure 6. Tirée de Pournazeri et coll., 2015 (Figure 5 de l'article). Visualisation de la dispersion du panache en présence d'une structure surélevée et de murs antibruit.

4. EFFETS SUR LA SANTÉ

Le NO_2 est souvent utilisé afin de caractériser les effets sur la santé en lien avec les polluants issus du trafic routier. Les études font ainsi le lien entre les effets observés chez les populations en fonction de la concentration ambiante de NO_2 ou de la distance de la population aux axes routiers. À ce titre, le critère annuel de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour une exposition à long terme au NO_2 a été développé afin d'éviter les effets sur la santé en lien avec l'exposition au mélange de polluants et non pas uniquement à l'exposition au NO_2 (OMS, 2013).

Un nombre important d'études évaluent le lien entre la pollution issue du transport routier et de multiples problèmes de santé. De récentes revues critiques de cette littérature ont permis de réunir les preuves toxicologiques et épidémiologiques afin de déterminer si celles-ci étaient suffisantes pour établir un lien de causalité (HEI 2010; Brauer et al. 2012). Dans cette section, nous aborderons les différents problèmes de santé ayant été mis en lien avec la pollution issue du transport routier en fonction de la solidité des preuves permettant d'inférer une relation causale.

Preuves scientifiques suffisantes pour inférer une relation causale

Il est possible d'établir de manière concluante un lien de cause à effet entre l'exposition aux polluants issus du transport routier et l'asthme. En effet, une exposition plus importante aux polluants de l'air du transport routier peut provoquer une augmentation de l'incidence de l'asthme (nouveaux cas d'asthme) et de son exacerbation (évènements asthmatiques chez les individus diagnostiqués). Bien que l'impact du transport routier sur l'asthme puisse être observé pour tous les groupes d'âge, des effets plus importants sont rapportés pour les enfants (Brauer et al. 2012; Tétreault et al. 2015). Cette vulnérabilité accrue des enfants pourrait s'expliquer par l'immaturité des voies respiratoires des enfants, la respiration prédominante de ces derniers par la bouche (évitant ainsi le système de filtration nasale) ou leur fréquence respiratoire plus élevée que chez l'adulte (Gilliand et al. 1999; California Environmental Protection Agency and American Lung Association of California 2003; Klassen 2007; Anderson et al. 2005). Bien que plusieurs études utilisent des modélisations de polluants afin d'estimer l'exposition des sujets, certaines études examinent les associations entre la proximité de la résidence des sujets à une route majeure. L'étude de Morgensten et al. 2008 identifie que les enfants dont la résidence se situait à moins de 50 m d'une route majeure étaient 66 % (IC 95 % 1-159 %) plus susceptibles de développer l'asthme que les enfants dont la résidence se situait à 50 m ou plus d'une route majeure.

Preuves scientifiques suggérant une relation causale

La pollution issue du transport routier a aussi été associée à d'autres impacts sur la santé pour lesquels les preuves cumulées dans la littérature suggèrent un lien, sans toutefois pouvoir l'établir de manière définitive. Un de ces problèmes de santé serait les maladies cardiovasculaires (HEI 2010; Brauer et al. 2012). De nombreuses études ont associé l'exposition aux polluants provenant du transport à la survenue de l'athérosclérose ou de l'infarctus du myocarde ainsi qu'à la mortalité occasionnée par un problème cardiovasculaire. Le risque d'évènement cardiovasculaire est plus élevé pour les personnes âgées. Il est cependant difficile de savoir si la vulnérabilité accrue des personnes âgées s'explique uniquement par le vieillissement ou par l'accumulation de maladies chroniques (Brook et al. 2004). Encore une fois, certaines études évaluent l'association entre la proximité d'une route majeure et les maladies cardiovasculaires. Les conclusions de l'étude de Gan et al. 2010 indiquent que résider de façon prolongée à 150 m ou moins d'une autoroute augmenterait de 36 % (IC 95 % 19-55 %) l'incidence de maladies coronariennes. En plus des maladies cardiovasculaires, de nombreuses études suggèrent que l'exposition de longue durée aux polluants issus du transport routier pourrait engendrer le cancer du poumon (Brauer et al. 2012). L'étude de Puett et al. 2014 conclut que les individus résidants à moins de 50 m d'une route majeure seraient significativement plus à risque de développer le cancer du poumon comparativement aux individus résidants à plus de 200 m.

Associations identifiées, mais dont la littérature est insuffisante pour un lien causal

La littérature scientifique décrit aussi plusieurs problèmes de santé potentiellement causés par l'exposition au transport routier, mais dont l'information est insuffisante ou inadéquate pour attribuer un lien causal. Parmi celles-ci, on retrouve des problèmes en lien avec la grossesse ou les issues de grossesses tel que la prééclampsie (Wu et al. 2009), les naissances prématurées (Genereux et al. 2008), le faible poids à la naissance (Brauer et al., 2008) et même la mortalité périnatale (Peneluppi et al. 2009). D'autres études évoquent également un lien avec certains problèmes de développement cognitif (Sunyer et al. 2015) ou de démence (Chen et al. 2017).

Vulnérabilité

Plusieurs groupes de la population peuvent avoir une exposition accrue ou s'avérer plus sensibles aux effets néfastes des polluants selon leurs caractéristiques individuelles, leurs conditions de santé ou les activités pratiquées. Tel que mentionné ultérieurement, les jeunes enfants sont un groupe plus vulnérable aux effets de la pollution de l'air. Il en va de même pour les individus préalablement atteints de maladies cardiovasculaires

ou respiratoires, dont les symptômes pourraient s'exacerber en présence de pollution de l'air (Santé Canada 2002; CDC 2015).

5. EXEMPLE APPLIQUÉ À MONTRÉAL

Normes applicables pour les différents polluants liés au trafic routier

Tel que mentionné précédemment, les principaux polluants en lien avec les émissions des véhicules sont le NO, les PUF, le CO et certains COV. D'autres polluants, tel le NO_2 sont également formés lors de réactions secondaires, peu de temps après leur émission des véhicules (dans ce cas, le NO_2 résulte de la réaction du NO et l'O_3). La plupart de ces polluants ont des normes environnementales basées sur une exposition à court terme (1h, 8h, 24h) ou long terme (1 an). Tel que décrit précédemment, le NO_2 est un indicateur reconnu de la pollution issue du transport routier (OMS, 2013). La comparaison des niveaux présents aux abords des grands axes routiers avec les normes établies à court et long terme nous informe sur les dépassements et si des mesures doivent être mises en place afin de réduire les concentrations dans l'air.

Le Tableau 4 décrit les différentes normes et objectifs fixés par les institutions canadiennes, américaines, internationales et la Ville de Montréal pour les polluants de l'air, dont le NO_2.

Tableau 4. Normes applicables pour divers polluants en lien avec le transport.

Polluant	Critères et normes (µg/m^3)				
	Canada	États-Unis[c]	Union Européenne[d]	OMS (2005)	Ville de Montréal
NO_2	1 h : 400[a] 24 h : 200 1a n : 100	1h : 189 1an : 100	1 h : 200 1an : 40	1 h : 200 1 an : 40	1 h : 400 24 h : 200 1a n : 100
$PM_{2.5}$	24 h : 28[b] (27 en 2020) 1 an : 10 (8,8 en 2020)	24 h : 35 1 an : 15	1 an : 8,5 (pour 2020)	24 h : 25 1 an : 10	

[a]Objectifs nationaux afférents à la qualité de l'air ambiant (ONQAA), présentement en révision.
[b]Norme Canadienne de Qualité de l'Air Ambient (NCQAA)
[c]National Ambiant Air Quality Standards (NAAQS)
[d]Directive 2008/50/CE.
[e]Lorsque cette valeur est atteinte, l'objectif de réduction est de zéro.

Sur le territoire montréalais, le Règlement 2001-10 CMM propose pour le NO_2 une norme horaire de 400 µg/m^3 et une norme annuelle de 100 µg/m^3. Les valeurs normées dans ces règlements sont néanmoins nettement supérieures à celles proposées dans les lignes directrices de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) en 2005 qui recommande l'utilisation d'une moyenne horaire maximale de 200 µg/m^3 ainsi qu'une concentration moyenne annuelle maximale de 40 µg/m^3. Ces valeurs proposées par l'OMS ont d'ailleurs été reprises dans la réglementation européenne (Directive 2008/50/CE).

Toutefois, bien que l'OMS n'ait pas proposé de nouvelles lignes directrices depuis 2005, elle réévalue présentement les valeurs de NO_2 initialement recommandées. En effet, l'OMS reconnait que plusieurs études publiées après 2004 identifient des effets sur la santé à des concentrations inférieures ou égales à celles proposées dans ses lignes directrices (WHO 2013). De la même façon, le Canada est présentement en processus de réévaluation des Objectifs nationaux afférents à la qualité de l'air ambiant (ONQAA) et vise le développement de Normes canadiennes de qualité de l'air ambiant (NCQAA) pour le NO_2, une évaluation des risques étant effectuée en 2016 pour le NO_2.

Il s'avère donc qu'une certaine prudence doit être exercée afin d'éviter une application trop littérale de ces normes pour évaluer les effets sur la santé attribuables au transport routier. En premier lieu, de nombreux polluants émis par le transport routier, tel les PUF, ne font pas l'objet de normes. Leur impact est ainsi souvent sous-estimé. En second lieu, il faut également considérer que la pollution du transport est constituée d'un mélange de polluants (section 3) et que des interactions pourraient être présentes entre les constituants du mélange et modifier le degré d'effet sur la santé.

6. MODÉLISATION DES POLLUANTS AUTOUR DES GRANDS AXES ROUTIERS MONTRÉALAIS – L'EXEMPLE DU COMPLEXE TURCOT

Une revue de la littérature sur la dispersion des polluants et des mesures d'atténuation a été présentée à la section précédente. La section suivante aborde l'applicabilité des mesures de mitigation dans un contexte montréalais, dans le but de recommander les mesures les plus efficaces pour diminuer l'exposition de la population.

Méthode

Les concentrations de polluants aux abords du complexe Turcot ont été estimées au moyen d'une chaîne de modélisation, telle qu'illustrée à la Figure 7. Chaque maillon de cette chaîne sera décrit en détail dans les sections subséquentes.

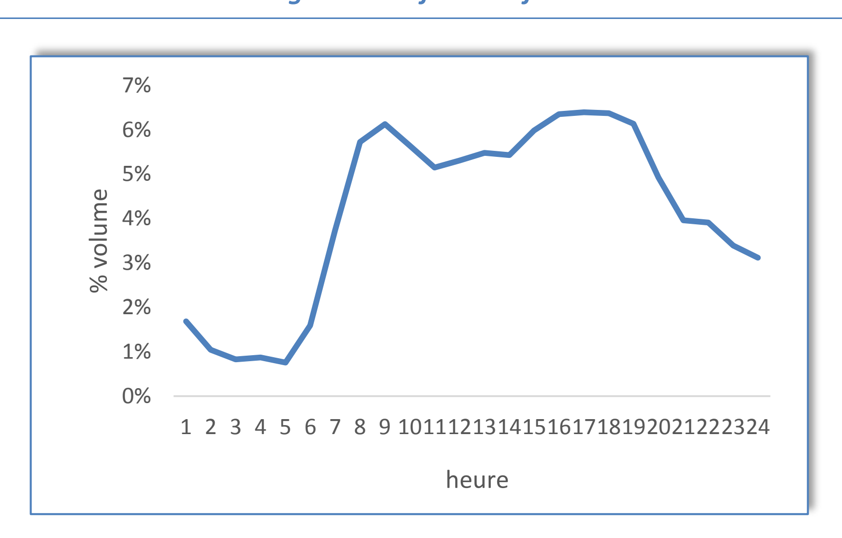
Figure 7. Chaîne de modélisation

Trafic
Emission
Dispersion
Concentrations de polluants

Trafic routier

Les volumes de trafic routier sont estimés en combinant l'information issue de deux bases de données. La première contient les débits horaires durant l'heure de pointe du matin en 2016 (Dessau 2009) pour l'ensemble des tronçons modélisés. Afin d'estimer les volumes durant les autres périodes de la journée nous avons eu recours aux volumes horaires moyens, du 17 au 24 mars 2016, circulant sur l'autoroute 20 et 720.

Figure 8. Profil de trafic



En appliquant la variation horaire observée (Figure 8) pour ces tronçons à l'ensemble du réseau d'intérêt, nous obtenons les volumes horaires pour chacun des tronçons.

Émissions des polluants du trafic routier

Les émissions de polluants liés à la circulation automobile peuvent être classés en deux catégories, selon la nature des émissions :

- **les émissions à l'échappement** : Ces émissions sont liées au fonctionnement d'un moteur à explosion et aux phénomènes chimiques qui en découlent. Les émissions de certains polluants au cours de la période de chauffe (moteur froid) sont beaucoup plus élevées que pendant le fonctionnement à chaud du moteur. Lorsque le moteur n'est pas suffisamment chaud (température inférieure à 80°C), il ne fonctionne pas à son rendement optimal, ce qui affecte les émissions liées au processus de combustion[2].
- **les émissions « non-échappement »** : Les émissions « non-échappement » incluent des particules, y compris des métaux lourds émis par l'usure des pneus ou des plaquettes de frein.

Nos calculs d'émissions « échappement » et « non-échappement » pour le NO, NO_2, CO, et les particules (PM_{10}, $PM_{2,5}$) ont été effectués en utilisant le modèle MOVES. Ce modèle d'émission, développé par la *United States Environmental Protection Agency,* est le modèle le plus fréquemment utilisé pour calculer les émissions des véhicules motorisés en Amérique du Nord.

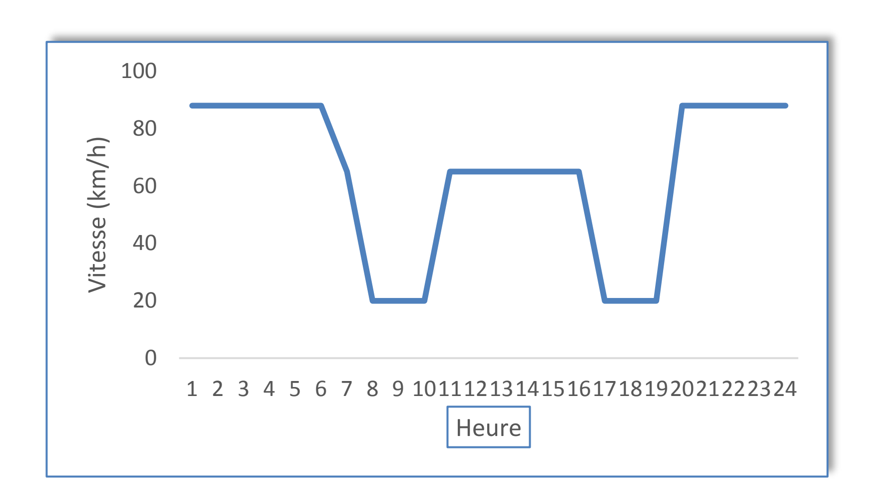
Afin d'estimer adéquatement les émissions sur le réseau en utilisant ce modèle, plusieurs intrants sont nécessaires, notamment :

- le volume de véhicules circulant sur chaque tronçon,
- le type de véhicules circulant sur le réseau (% de poids lourds et d'autobus),
- la distribution en âge des véhicules,
- les différents types de carburants utilisés,
- la surémission attribuable aux pentes observées sur le réseau et
- la vitesse des véhicules.

Dans le cadre de la modélisation réalisée dans ce rapport, nous avons estimé les volumes de circulation à partir des données du MTQ (voir section précédente). Les informations concernant le type de véhicules, leur âge et les carburants utilisés sont tirées de la documentation déposée dans le cadre du BAPE sur l'échangeur Turcot (Dessau 2008, Annexe H). L'information liée aux pentes provient de fichiers transmis par le MTQ décrivant la nouvelle infrastructure. Finalement, la vitesse a été estimée en fonction de l'état de congestion du réseau et varie de façon horaire durant la journée. Nous avons déterminé trois catégories de vitesse (88, 65, 20 km/h) qui représentent chacune un état de fluidité ou de congestion du réseau. La Figure 9 illustre la variation horaire de ces vitesses pour une période de 24 heures. La vitesse de 88 km/h correspond à un écoulement libre des véhicules sur l'autoroute. Les vitesses de 65 km/h et de 20 km/h correspondent aux états saturé et congestionné de l'autoroute, respectivement. Ces vitesses sont définies à partir des données de trafic de Google Map.

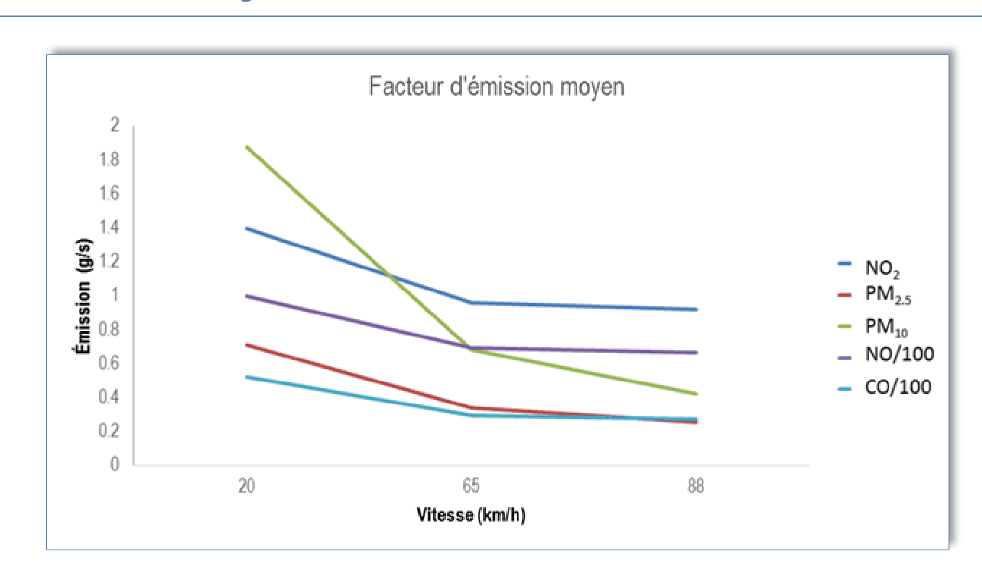
[2] Étant donné que nous considérons que la majorité des véhicules circulant sur l'infrastructure Turcot auront déjà parcouru plusieurs kilomètres depuis leur point de départ nous n'avons pas utilisé des facteurs d'émission incluant la période de chauffe.

Figure 9. La vitesse horaire



La vitesse a une influence importante sur l'émission des polluants. Cette émission varie d'ailleurs en fonction du type de polluants modélisés (Figure 10).

Figure 10. Facteur d'émission selon la vitesse



Dispersion

La modélisation de la dispersion des polluants a été réalisée au moyen du logiciel SIRANE (Soulhac et al. 2011), adapté pour la modélisation à échelle fine. Le logiciel SIRANE fournit l'évolution spatiale et temporelle de la concentration de différents polluants pour une zone urbaine. Étant donné les phénomènes physiques pris en compte, le domaine d'étude pour ce modèle peut s'étendre de quelques centaines de mètres à une dizaine de kilomètres.

Afin d'estimer adéquatement les concentrations de polluants, ce logiciel nécessite :

- les émissions calculées pour chaque tronçon,
- la géométrie du réseau et des murs,
- les concentrations de fond des polluants modélisés et
- les données météorologiques (vent, température et couverture nuageuse)

Les émissions attribuables à chaque tronçon ont été calculées à l'aide du modèle MOVES (voir section précédente). La géométrie du réseau et des murs provient du MTQ. Les concentrations de fond pour le NO, NO_2, O_3 et $PM_{2,5}$ ont été déduites selon les concentrations mesurées à la station 103 disponible sur le site du suivi de la qualité de l'air de l'échangeur Turcot (turcot.transports.gouv.qc.ca). Les concentrations de fond pour les PM_{10} et le CO ont été fixées à zéro dans le cadre de notre modélisation (elles doivent être additionnées ultérieurement). Les données sur la température ont été recueillies sur le site d'Environnement Canada, à la station d'échantillonnage de l'aéroport Pierre Eliott Trudeau[3]. En ce qui a trait à l'information sur les vents (vitesse et direction) spécifiques au complexe Turcot, un modèle a été développé à partir des données à l'aéroport Pierre Elliot Trudeau et des conditions au site lors des années antérieures afin d'interpoler les conditions au site de Turcot pour l'année 2016.

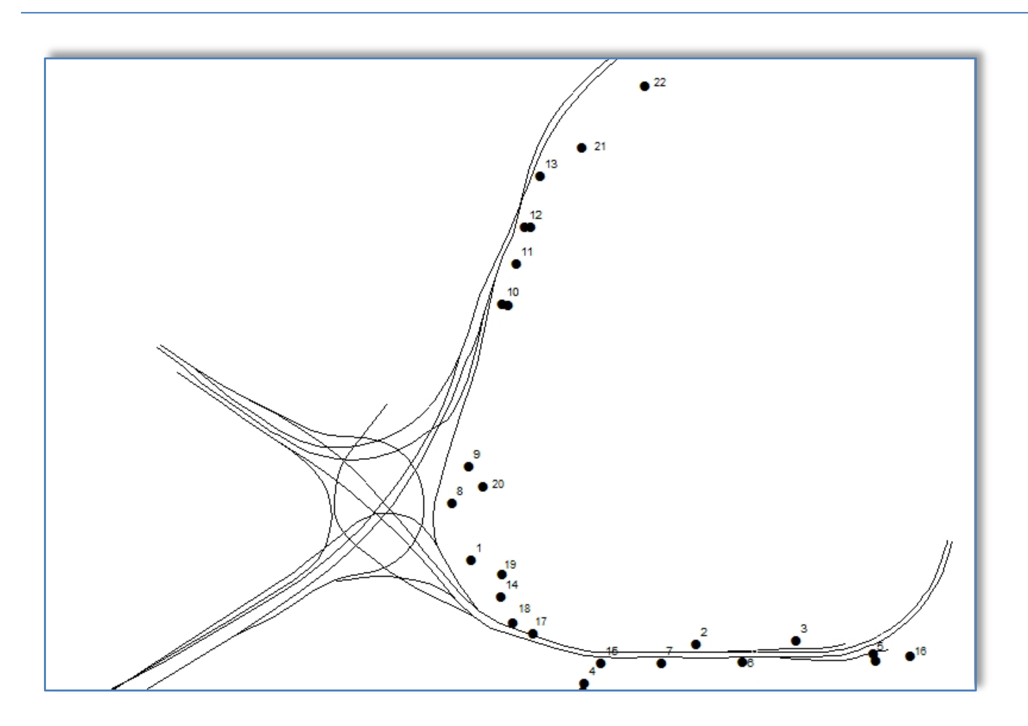
Le modèle SIRANE a été exécuté pour trois périodes différentes de l'année 2016 présentant des conditions météorologiques distinctes (1 au 29 février 2016, 1 au 10 avril 2016 et 1 au 31 août 2016). La **concentration moyenne annuelle** des concentrations de polluants a été calculée en fonction de la moyenne journalière (sur 24 heures) de ces 70 jours. L'influence des murs antibruit sur la dispersion de polluant a été modélisée durant le mois d'avril, pendant lequel les conditions météorologiques étaient représentatives d'une influence moyenne sur les concentrations de polluants. Dans tous les cas, les résultats sont fournis sous forme de cartographies des concentrations durant la période de simulation pour un maillage de 5 m (concentrations par zone de 5 m x 5 m).

Les **concentrations horaires** de NO, NO_2, O_3 et $PM_{2,5}$, PM_{10} et CO ont également été modélisées à 22 points récepteurs le long du complexe Turcot à toutes les heures pour une période de 10 jours pendant le mois d'avril 2016 (11 points récepteurs) ou à toute les heures durant toute l'année 2016 (11 points récepteurs). Dix points récepteurs ont été sélectionnés afin de quantifier l'effet des murs antibruit sur la modélisation des concentrations de polluants à des points précis sur le territoire d'étude. Les points récepteurs se trouvent de part et d'autre de l'infrastructure routière Turcot, sur l'autoroute et jusqu'à environ 150 m de l'autoroute (Figure 11).

Les modèles choisis nous ont permis d'évaluer l'émission et la dispersion de nombreux polluants, néanmoins étant donné que le NO_2 est souvent considéré comme un bon indicateur des polluants du trafic routier (section 2), seuls les résultats en lien avec ce polluant seront présentés ci-après. De plus, les concentrations de NO_2 aux abords du complexe Turcot sont présentées selon deux périodes (c.-à-d. **annuelle et horaire**). Tel que mentionné à la section 3, l'exposition aux polluants du trafic routier pour chacune de ces périodes a été associée à des effets sur la santé chez l'humain

[3] La couverture nuageuse provient du site de Meteómédia pour la période étudiée

Figure 11. Points récepteurs

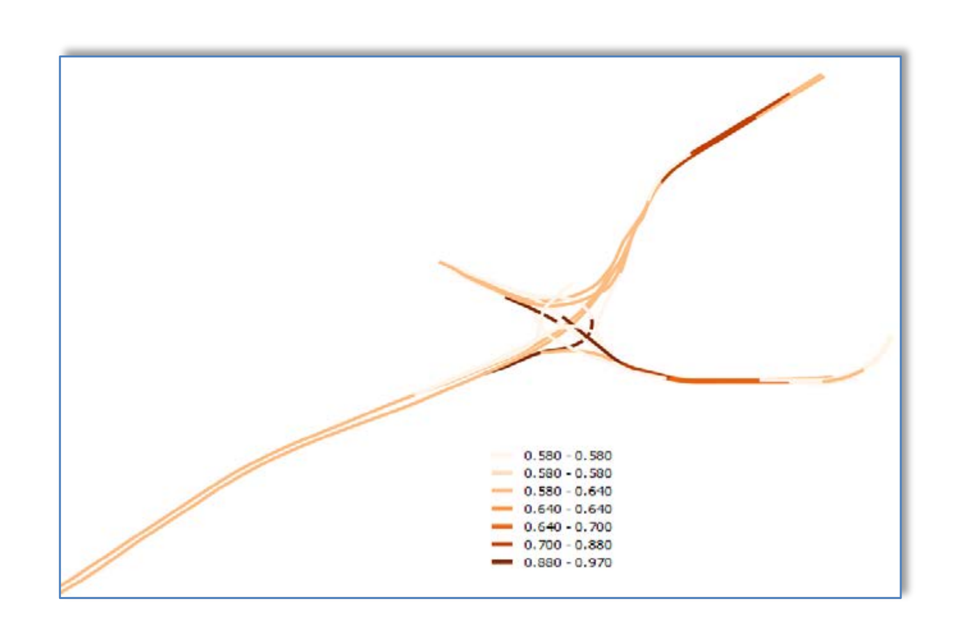


Note : Le tracé de l'infrastructure sur cette figure représente la ligne médiane de l'autoroute.

Résultats

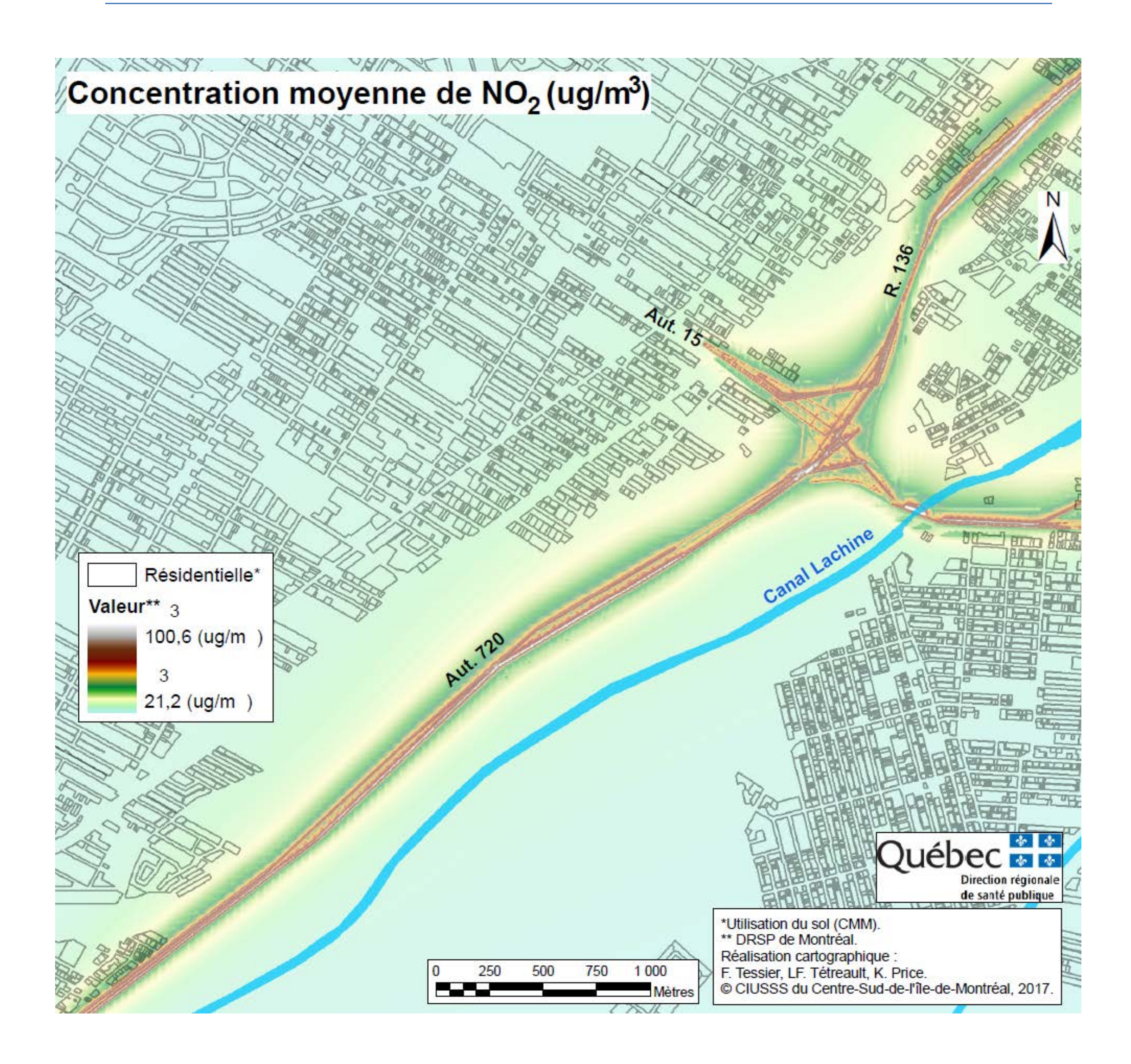
La Figure 12 présente les facteurs d'émissions (g/s) sur les différents tronçons du réseau. Ce facteur d'émission varie entre 0,580 g/s et 0,970 g/s sur la zone autoroutière étudiée. Par ailleurs, on dénote sur cette figure que les tronçons ayant une pente plus importante présentent souvent un facteur d'émission plus élevé, soulignant ainsi l'importance de ce facteur souvent négligé.

Figure 12. Facteurs d'émission sur le réseau autoroutier



La Figure 13 illustre les **concentrations moyennes annuelles** de NO_2 autour du complexe Turcot sans considérer la présence de mur antibruit. Les concentrations de NO_2 sur cette zone d'étude varient entre 21,4 et 100,6 µg/m^3. Les concentrations les plus faibles sont celles du bruit de fond et représentent des zones où l'autoroute n'aurait pas une contribution significative sur la qualité de l'air ambiant. Les concentrations les plus élevées se situent sur ou à proximité de l'autoroute.

Figure 13. Concentrations moyennes annuelles de NO_2 modélisées



Le Tableau 5 présente d'ailleurs les concentrations moyennes annuelles de NO_2 selon la distance à l'autoroute. Tel qu'attendu, les niveaux de pollution diminuent plus la distance à l'autoroute s'accroit. Néanmoins, cette diminution n'est pas constante. Les premiers mètres d'éloignement de l'autoroute semblent réduire de façon plus importante les concentrations de polluants que les éloignements subséquents. On dénote également que, pour une même distance de l'autoroute, les niveaux de polluants peuvent grandement varier. Cette variation de l'effet de la distance peut s'expliquer par le fait que les facteurs d'émissions fluctuent d'un tronçon à l'autre, certains secteurs de l'autoroute émettront donc plus de pollution que d'autre, et par les conditions météorologiques, en particulier la direction du vent. La variance des concentrations de polluant est d'ailleurs plus importante dans les 50 premiers mètres qu'aux distances subséquentes, soulignant possiblement la prépondérance du second facteur.

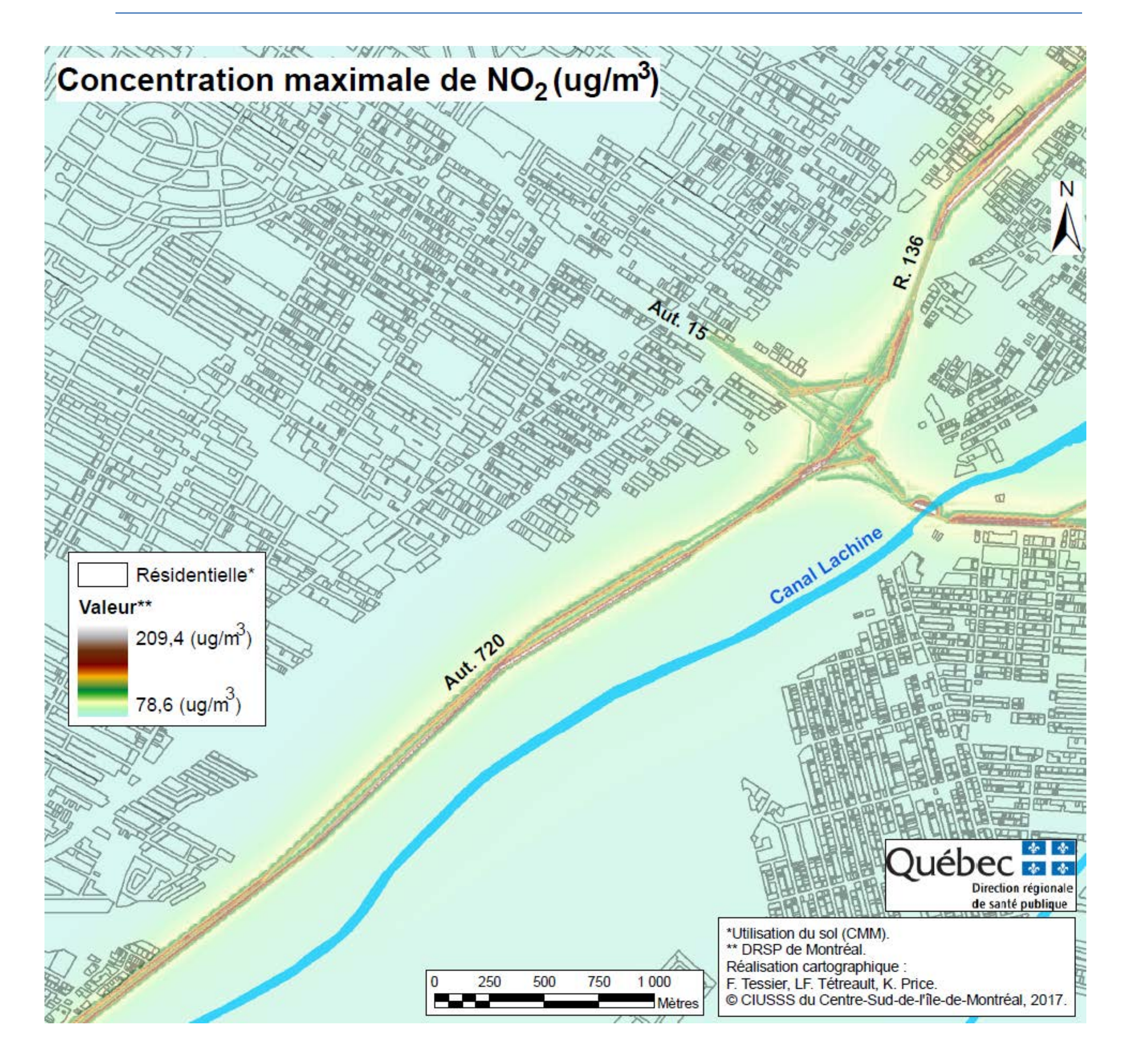
Tableau 5. Distance de l'autoroute sans mur et concentrations moyennes annuelles de NO_2 (année 2016)

Distance de l'autoroute (m)	**Concentration moyenne annuelle (année 2016) (µg/m³)**			
	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart type
10	56,8	32,4	100,6	11,7
20	53,0	25,6	98,3	11,5
50	43,9	25,1	89,1	10,2
100	35,8	24,1	64,8	4,8
150	32,6	22,8	63,4	3,7

En ce qui a trait aux valeurs maximales, les concentrations maximales sur 24 heures, modélisées pour l'année 2016, varient entre 78,6 et 206,4 µg/m³ sur toute la zone d'étude (Figure 14). La moyenne des concentrations journalières maximales modélisées varie entre 78,6 et 123,1 µg/m³. La distribution des concentrations maximales diffère légèrement de la distribution des concentrations moyennes. En effet, contrairement aux concentrations moyennes où l'on voit l'effet des vents dominants, la distribution des concentrations maximale est plus uniforme le long de l'autoroute. Ces valeurs sont semblables à celles proposées dans le rapport du BAPE en 2009 (document DA70).

Toutefois, la comparaison avec les données utilisées au BAPE est approximative. Dans les documents du BAPE, les concentrations de bruit de fond utilisées sont les moyennes sur 1 h, 24 h et 1 an au poste 68 pour la période de 2003 à 2007. Dans le cadre de ce projet, la valeur de bruit de fond à la station 103 a été utilisée. Pour déterminer l'exposition de la population, la valeur horaire du bruit de fond a été additionnée à chaque valeur horaire modélisée correspondante (la valeur de bruit de fond est donc variable durant la journée). Dans les documents du BAPE, une valeur fixe a été utilisée (ex. pour la période d'une heure, la valeur de 51 µg/m³ a été additionnée aux valeurs horaires simulées). À ce titre, la comparaison aux valeurs règlementaires sera également approximative. Cette nuance doit donc être prise en compte lors de l'analyse des données présentées.

Figure 14. Concentration maximale de NO_2 modélisée ($\mu g/m^3$)



Finalement, nous avons également modélisé l'effet des murs antibruit proposés pour l'infrastructure (Figure A, présentée en annexe) sur la dispersion des polluants selon deux scénarios, c'est-à-dire avec des murs de 4 m ou de 6 m de hauteur. Le Tableau 6 présente le pourcentage de réduction des concentrations de NO_2 en fonction de la distance au mur antibruit et de la hauteur du mur antibruit. De manière concordante avec la littérature, le mur plus haut permet, en moyenne, une atténuation plus importante de pollution à proximité du mur. Cette différence est cependant moins marquée que dans la littérature. On observe également une légèrement augmentation des concentrations moyenne de NO_2 à plus de 100 m du mur (données non présentées) et un très faible impact des murs antibruit (0,7 % - voir Tableau 6). Ceci s'explique par le fait que le mur ne diminue pas le niveau d'émission, mais influence la dispersion des polluants. Ainsi, les polluants qui ne se déposent pas près du mur devront nécessairement se déposer ailleurs, dans ce cas-ci plus loin du mur. Finalement, les réductions attribuables aux murs modélisées dans ce rapport sont moins élevées que celles attendues dans la littérature. Ceci s'explique probablement en grande partie par une différence dans le contexte physique dans lequel les murs ont été implantés. En outre, par le fait que les murs sont situés à des endroits où les vents dominants vont atteindre le mur avant l'autoroute. Il est également important de considérer que les murs prévus dans la nouvelle infrastructure Turcot ont tous moins de 6 m et pour la grande majorité moins de 4 m (voir Figure A en annexe).

Tableau 6. Pourcentage moyen de réduction des concentrations moyennes de NO_2

Distance de l'autoroute (m)	% de réduction des concentrations	
	Mur de 4m	Mur de 6m
10	7,1	7,5
20	10,0	10,3
30	7,1	7,4
50	1,3	1,4
100	0,7	0,7

En ce qui a trait aux **concentrations horaires aux points récepteurs**, nous observons au Tableau 7 que les concentrations horaires les plus élevées se trouvent près du Complexe Gadbois, à l'entrée de la Route 136 et le long de la Route 136 (rue de Richelieu). Des concentrations plus élevées peuvent également être observées le long de l'autoroute 15 Sud. À cet endroit, les points récepteurs sont situés sur l'autoroute (points 2 et 5) et la présence de murs antibruit semble augmenter la concentration de polluant sur l'autoroute. En ce qui a trait au point récepteur 13, il se situe à l'extrémité de deux murs antibruit, situés à quelque distance l'un de l'autre. L'augmentation des concentrations de polluants en raison de la présence de murs antibruit pourrait être le reflet d'un phénomène d'entonnoir, les polluants se dispersant aux extrémités des murs antibruit et augmentant la concentration à cet endroit.

La réduction la plus importante des concentrations due à la présence de murs antibruit atteint 9 % et est observée au point récepteur #10, situé dans le secteur de la rue Cazelais, à une quinzaine de mètres de l'infrastructure routière. En ce qui a trait aux autres points récepteurs, le pourcentage maximal de réduction sur une base horaire varie entre 3 % et 6 %. L'influence de la hauteur des murs antibruit n'est que légèrement visible sur la concentration horaire aux points récepteurs.

Tableau 7. Concentration horaire (µg/m³) de NO_2 aux points récepteurs le long de l'infrastructure Turcot et pourcentage de réduction des concentrations en présence de murs antibruit

		Concentration horaire (µg/m³)			% de réduction des concentrations avec les murs antibruit	
Point récepteur	Situation géographique	Maximum (année 2016)	99e perc. (année 2016)	Maximum (du 1 au 10 avril 2016)	Mur de 4 m	Mur de 6 m
1	Pôle Gadbois	-	-	92,3	-	-
2	Aut. 15S, travée N	-	-	121,97	11,14*	11,14*
3	Aut. 15S, travée N	-	-	92,16	5,63	6,1
4	Aut. 15S, de l'Église	99,04	73,38	92,12	-	-
5	Aut. 15S, Espace vert	96,49	70,46	90,61	10,12*	9,59*
6	Aut. 15S, rue Laurendeau	-	-	93,2	2,81	3,73
7	Aut. 15S, rue Eadie	-	-	92,2	3,38	3,4
8	Bretelle accès R136	-	-	91,86	-	-
9	Bretelle accès R137	-	-	91,01	-	-
10	rue Cazelais et St-Rémi	103,1	76,21	90,87	8,95	8,77
11	rue Cazelais et Desnoyers	-	-	90,67	4,37	4,37
12	De Courcelle	98,03	73,99	90,83	5	5,04
13	rue Lenoir	-	-	106,7	2,4*	8,89*
14	Pôle Gadbois	-	-	93,8	-	
15	Aut. 15S, rue Hadley	-	-	92,76	2,96	3,03
16	Aut. 15S, Espace vert	115,92	82,49	85,12	-	-
17	Pôle Gadbois (sous l'échangeur)	95,65	69,67	76,72	-	-
18	Pôle Gadbois (sous l'échangeur)	224,01	158,62	164,85	-	-
19	Centre Gadbois	205,86	157,74	177,6	-	-
20	Bretelle d'accès R136	103,39	76,36	78,56	-	-
21	Rue de Richelieu	122,36	83,8	86,73	-	-
22	Rue de Richelieu	98,99	77,64	81,48	-	-

*Ces valeurs représentent une augmentation des concentrations par rapport à un scénario sans murs antibruit.

Constats – Modélisation de la dispersion des polluants pour l'infrastructure Turcot

En se référant à la cartographie présentant les concentrations modélisées de NO_2 le long de l'infrastructure Turcot, il est clairement visible que les polluants issus du trafic se trouvent en plus grande concentration directement aux abords de l'autoroute et suivent un gradient de concentration jusqu'à l'atteinte du bruit de fond. Selon la littérature, l'influence des murs antibruit peut être importante, réduisant considérablement la concentration de polluants le long des infrastructures routières. Toutefois, l'efficacité des murs dépendra de divers facteurs, dont la direction des vents. En effet, afin d'atteindre une réduction optimale, les vents doivent être perpendiculaires à l'infrastructure routière. Selon la modélisation de la dispersion des polluants autour de l'infrastructure Turcot, nous observons que la réduction des polluants en raison de la présence de murs antibruit n'atteint pas les valeurs décrites dans la littérature. Divers facteurs pourraient expliquer ce phénomène, dont la direction des vents dominants qui n'est généralement pas perpendiculaire à l'infrastructure routière. Lorsque l'on compare les valeurs de NO_2 modélisées aux valeurs recommandées par l'OMS, nous pouvons observer que certaines valeurs horaires maximales peuvent dépasser la recommandation horaire de 200 $\mu g/m^3$. Tel qu'attendu, les valeurs les plus élevées se trouvent directement aux abords de l'infrastructure routière. En ce qui a trait aux concentrations moyennes annuelles, celles-ci peuvent également dépasser la recommandation de 40 $\mu g/m^3$ de l'OMS. Toutefois, il importe de préciser que la comparaison aux valeurs recommandées n'est qu'à titre indicatif. En effet, la concentration totale dépendra de la valeur de bruit de fond choisie, qui peut varier d'un emplacement à l'autre. Dans le cadre de ce rapport, nous avons conservé les valeurs de la station 103 à titre de bruit de fond, puisque cette station est située près du complexe Turcot. Toutefois, la station 68, située à Verdun, aurait pu également refléter l'exposition aux polluants issus du trafic.

7. EXEMPLE DE MESURES DE MITIGATION ET LEUR APPLICATION

Mesures de mitigation

La section suivante aborde diverses mesures qui ont été implantées dans différentes régions afin d'atténuer l'impact des polluants atmosphériques générés par le trafic routier aux abords des grands axes routiers. Le Tableau 8 dresse un portrait de quelques mesures d'atténuation appliquées au Canada, aux États-Unis et en Nouvelle-Zélande.

En premier lieu, la mesure la plus efficace afin de réduire à long terme l'exposition de la population aux émissions des polluants issus des automobiles demeure la réduction à la source. Ainsi, la diminution du nombre de véhicules par jour ainsi que l'utilisation accrue du transport actif et collectif sont des mesures ayant un impact direct sur la diminution des polluants issus du transport. En ce qui a trait aux autres mesures abordées dans la prochaine section, elles visent plutôt la réduction de l'exposition de la population en considérant la situation actuelle aux abords des grands axes routiers, qui se traduit par un nombre important ou croissant de véhicules par jour.

Ces mesures de mitigation peuvent se regrouper selon différents objectifs visés :

- Les mesures touchant directement l'infrastructure routière, telle la mise en place de murs antibruit et d'écrans de végétation;
- Les mesures favorisant l'éloignement de la population aux polluants, telle la mise en place de zones tampons entre l'infrastructure routière et les bâtiments accueillant des usages sensibles;
- Les mesures touchant directement le bâtiment (configuration du bâtiment, système de ventilation, emplacement des prises d'air).

Tableau 8. Mesures de mitigation visant à diminuer les polluants adoptés dans plusieurs endroits dans le monde

Endroit	Recommandation ou Loi	Structures visées	Évaluation du risque	Distance	Ventilation et structure du bâtiment	Autre
San Francisco, Californie	Article 28 du code de santé, (Air Quality Assessment and Ventilation Requirement for Urban Infill Residential Developments)	Nouveaux bâtiments ayant au moins dix unités d'habitation localisés dans la zone d'exposition potentielle de l'autoroute (concentration de $PM_{2.5}$ supérieure à 0.2 µg/m^3 due au trafic de l'autoroute)	• Cartographier la zone d'exposition • Les projets situés dans la zone d'exposition potentielle effectueront une évaluation de la qualité de l'air et soumettront un rapport au directeur de santé publique • Mesures de mitigations nécessaires si l'autoroute contribue à augmenter de 0.2 µg/m^3 les $PM_{2.5}$ par rapport au bruit de fond.	Relocaliser dans les cas où : • 100,000 VPJ à 200 m du site • 50,000 VPJ à 50 m du site • 10,000 VPJ sur une rue adjacente (Bhatia and Rivard, 2008).	• Proposition de projet de ventilation au directeur de SP • Le système de ventilation proposé devra diminuer de 80 % les $PM_{2.5}$ de l'air intérieur des unités d'habitation	
État de la Californie	Code d'éducation (Education code, Senate Bill No. 352, Schoolsites: sources of pollution)	Écoles	**École déjà existante** localisée à moins de 150 m d'une autoroute (50,000 VPJ en milieu rural ou 100,000 VPJ région urbaine) doivent évaluer: • dispersion des polluants • l'efficacité des mesures de mitigation et s'assurer qu'il n'y a pas d'impact à court ou à long terme.	• **École déjà existante :** relocaliser. Peut ne pas relocaliser si aucun autre lieu disponible (circonstances exceptionnelles) • **Nouvelle école** localisée à moins de 150 m d'une autoroute : défense de construire ou mesures de mitigations		

Endroit	Recommandation ou Loi	Structures visées	Évaluation du risque	Distance	Ventilation et structure du bâtiment	Autre
Province de la Colombie-Britannique	Lignes directrices, (Environmental guidelines for Urban and Rural Land Development in British Columbia. Supporting Information on Air Quality, 2012)	• Bâtiments où les gens passent beaucoup de temps (7 à 8 heures/jour) • Bâtiments accueillant des personnes sensibles : nourrissons, enfants, femmes enceintes, personnes âgées, malades chroniques		• Bâtiments sensibles doivent être à 150 m d'une autoroute (15,000 VPJ) • Bâtiments sensibles doivent être à 750 m d'une route de camionnage • Éviter de situer des bâtiments sensibles à des intersections où les voitures arrêtent et repartent	• Utiliser des filtres HEPA (système de ventilation central ou appareils portables) • Placer les entrées d'air loin des débarcadères (véhicules à l'arrêt ou moteur au ralenti)	• Éviter de construire des rues de types canyon : bâtiments perpendiculaires à la direction dominante du vent. • Échelonner les bâtiments hauts ou limiter à un côté de rue
État du New Jersey	Terrell James' Law, 2008	Écoles		• Interdiction de construire une bretelle de sortie ou d'entrée d'autoroute si une école est localisée à moins de 300m, sauf s'il n'y a pas d'alternatives • Interdiction de construire une nouvelle école à moins de 300 m d'une rampe de sortie ou d'entrée d'une autoroute		
Département de santé publique, région de Halton, Ontario	Protecting Health: Air Quality and Land Use Compatibility, 2009	Bâtiments qui logent des personnes sensibles		• Éviter de situer des bâtiments sensibles à moins de 150 m des autoroutes ayant plus de 100,000 VPJ • Éviter de situer des bâtiments sensibles à moins de 30 m des autoroutes où roulent plus de 30,000 VPJ	Exception pour les condominiums et bâtiments à usage mixte qui incorporent des mesures de mitigation efficaces	

Endroit	Recommandation ou Loi	Structures visées	Évaluation du risque	Distance	Ventilation et structure du bâtiment	Autre
Auckland, Nouvelle-Zélande (Auckland Council)	• Air quality for major roads - section 32 evaluation for the Proposed Auckland Unitary Plan (2013) • Regional Land Transport Strategy	**Centres de petite enfance**	**Nouveaux centres de la petite enfance** • Si localisé dans une zone sensible, devra réaliser une évaluation du risque en lien avec la qualité de l'air et obtenir le consentement pour bâtir. • Des frais additionnels seront demandés aux CPE décidant de se localiser dans une zone sensible : frais de l'évaluation de risque, l'obtention de permis de construction, design et construction du bâtiment qui inclut des mesures de mitigation	**Nouveaux centres de petite enfance ou nouvelle autoroute** • 150 m des autoroutes ayant plus de 40,000 VPJ • 70 m pour les artères principales **Centres de petite enfance déjà existants** • La relocalisation n'est pas requise		

Zones de retrait

La plupart des mesures abordées dans la Tableau 8 visent l'éloignement des populations sensibles aux infrastructures routières ayant un débit important de véhicules. À ce titre, les mesures mises en place favorisent la création de zones tampons entre les bâtiments abritant des usages sensibles (écoles, garderies, centre de soins de longue durée, centres d'hébergement pour personnes âgées, immeubles résidentiels) et les infrastructures routières importantes.

Tel que détaillé au Tableau 8, la zone tampon ou distance de retrait entre l'autoroute et les bâtiments est le plus souvent établie à 150 mètres (500 pieds) d'une autoroute. À cette distance, il y a une diminution importante de la concentration de la plupart des polluants attribuables au trafic routier lorsqu'aucune mesure de mitigation n'est mise en place (Karner et coll., 2010). Le Tableau 9 décrit les distances des zones tampons autour des autoroutes recommandées dans diverses régions.

Toutefois, d'autres facteurs météorologiques ou structurels peuvent influencer la distance à laquelle une diminution importante de la concentration de polluants est observée. Ainsi, tel que décrit à la section 3, l'ajout de murs antibruit peut favoriser la dispersion des polluants et diminuer la distance à laquelle les niveaux de bruit de fond sont atteints.

Tableau 9. Distance de retrait suggérée entre l'infrastructure routière et les bâtiments accueillant des usages sensibles pour différentes villes, états ou provinces.

<table>
<tr><th>Région</th><th>Nombre moyen de véhicules par jour</th><th>Distance suggérée entre la route et les bâtiments sensibles (mètres)</th></tr>
<tr><td rowspan="3">San Francisco, Californie</td><td>100,000</td><td>200 m</td></tr>
<tr><td>50,000</td><td>50 m</td></tr>
<tr><td>10,000</td><td>rue adjacente</td></tr>
<tr><td>État de la Californie</td><td>50,000 (en milieu rural)
100,000 (région urbaine)</td><td>150 m</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Province de la Colombie-Britannique</td><td>15,000</td><td>150 m</td></tr>
<tr><td>route de camionnage</td><td>750 m</td></tr>
<tr><td>État du New Jersey</td><td>non-spécifié</td><td>300 m</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Région de Halton, Ontario</td><td>100,000</td><td>150 m</td></tr>
<tr><td>30,000</td><td>30 m</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Auckland, Nouvelle-Zélande</td><td>40,000</td><td>150 m</td></tr>
<tr><td>artères principales</td><td>70 m</td></tr>
</table>

Conception des bâtiments et autres mesures

D'autres mesures de mitigation visant directement le bâtiment via sa structure ou la mise en place de système permettant de filtrer l'air extérieur sont décrites dans le Tableau 8.

Ainsi, l'exposition peut potentiellement être diminuée par des mesures ayant trait à la conception même du bâtiment. Par exemple, un bâtiment ayant des accès extérieurs sur la façade opposée à l'axe routier limitera l'exposition aux polluants comparativement à des cours ou balcons donnant directement sur l'infrastructure routière.

D'autres mesures de mitigation visent plutôt des interventions pour améliorer la qualité de l'air de manière passive (ex. garder les fenêtres fermées) et mécanique (filtration de l'air). Des filtres HEPA (*high-efficiency particulate air filter*) dans les pièces ou un système central de filtration de l'air aident à réduire la concentration de particule dans l'air. Par exemple, la Colombie-Britannique propose des mesures dans son document *Environmental guidelines for Urban and Rural Land Development* visant l'installation de filtres à air de haute efficacité (HEPA) afin de réduire jusqu'à 80% des $PM_{2.5}$ dans les bâtiments situés dans les zones autour des grands axes routiers. Toutefois, les filtres HEPA ne réduisent pas les polluants sous forme gazeuse, tels les NOx (Colombie-Britanique, 2012). De plus, les entrées d'air devraient idéalement être localisées dans la partie du bâtiment la plus éloignée de l'infrastructure routière. Finalement, les pièces du bâtiment où les personnes passent beaucoup de temps devraient aussi être localisées plus loin de l'autoroute.

Exemple d'application des mesures de mitigation

Bien que, pour l'instant, aucune mesure de mitigation spécifique ne soit exigée au niveau municipal ou provincial, plusieurs villes et régions à travers le monde visent l'application de ces mesures afin de réduire l'exposition de la population.

Le Tableau 8 résume les principales lois et recommandations qui ont été émises dans les dernières années. On retrouve des recommandations venant de la Californie, du New Jersey, de l'Ontario, de la Colombie-Britannique et de la Nouvelle-Zélande. Le tableau détaille les types de bâtiments visés par ces lois et recommandations (par exemple, des écoles, des bâtiments qui logent des personnes sensibles). Les lois et les recommandations portent sur plusieurs mesures de mitigation : l'évaluation du risque, la distance requise entre la route et les bâtiments, la ventilation du bâtiment, la configuration du bâtiment, etc.

À titre d'exemple, l'État de la Californie possède une règlementation concernant les écoles qui sont situées à moins de 150 m des grands axes routiers. Pour les écoles existantes, une étude de la dispersion des polluants et une évaluation de l'efficacité des mesures de mitigation à mettre en place doivent être effectuées. En ce qui a trait aux nouvelles écoles, leur implantation à moins de 150 m d'une autoroute est fortement déconseillée et n'est envisageable qu'exceptionnellement et combinée à la mise en place de mesures de mitigation efficaces.

L'État du New Jersey possède également une loi interdisant l'établissement d'une école à moins de 300 m d'une bretelle d'accès à une autoroute, sauf si aucune alternative n'est possible. En Nouvelle-Zélande, la ville d'Auckland possède une politique qui décourage l'établissement de nouveaux centres de la petite enfance à moins de 150 m d'une autoroute. Une évaluation de la qualité de l'air et de l'efficacité des mesures de mitigation prévues est requise.

La ville de San Francisco a, quant à elle, dressé un portrait des zones plus exposées aux polluants émis par le trafic routier et règlemente le développement d'habitations dans les zones définies. Une évaluation de la qualité de l'air des secteurs ainsi que la mise en place de mesures de mitigation efficaces (ventilation avec filtre HEPA) est recommandée.

Au Canada, l'établissement de bâtiments résidentiels, des écoles, des garderies ou autres usages sensibles sont déconseillés à moins de 150 m des autoroutes. La mise en place de mesures de mitigation efficaces est encouragée (ventilation, configuration des bâtiments) (Brauer et coll., 2012)

8. RÉSUMÉ DES CONSTATS ET RECOMMANDATIONS DE LA DSP

D'après cette revue de la littérature non exhaustive, diverses mesures de mitigation permettent d'atteindre des niveaux de bruit de fond des polluants plus rapidement, c'est-à-dire à une plus faible distance de l'infrastructure routière. Ces mesures comprennent la mise en place d'une zone tampon entre l'infrastructure routière et les zones résidentielles, les murs antibruit et les barrières de végétation.

Bien que la mise en place de végétation soit encouragée afin de diminuer les îlots de chaleur, les études actuelles semblent indiquer que la végétation à elle seule est rarement suffisante afin d'abaisser d'une façon importante les concentrations de polluants aux abords des autoroutes.

Parmi ces mesures, nous observons que l'ajout d'un mur antibruit permet de réduire significativement les niveaux de polluants issus du trafic routier. Toutefois le niveau de réduction des concentrations de polluants dépendra, entre autres, de facteurs météorologiques (tel le vent), de la hauteur du mur antibruit et de la présence de végétaux sur ce dernier. La combinaison de diverses mesures de mitigation semble être le choix le plus efficace.

La littérature indique que, lorsqu'aucune barrière physique n'est présente, la concentration de bruit de fond des polluants est atteinte à partir de 150 m de l'infrastructure routière (environ 90 % de réduction des concentrations de certains polluants). À ce titre, les recommandations formulées dans plusieurs pays proposent la mise en place d'une zone tampon de 150 m entre les infrastructures routières importantes et les usages sensibles tels les logements ou les écoles. Afin d'obtenir le même degré de réduction des polluants qu'à 150 m, l'addition de murs antibruit sur les infrastructures routières doit respecter certaines conditions. Ils doivent être d'une hauteur significative, d'au moins 4 m à 6 m pour une réduction de 75 % à 85 % à 50 m de l'infrastructure, et être positionnés perpendiculairement au vent.

Or, suivant la modélisation des concentrations de NO_2 autour du complexe Turcot, il s'avère que la réduction des polluants par les murs antibruit est moins importante que celle décrite dans la littérature. Cette réduction atteint une valeur d'environ 10 %, probablement en raison de la direction des vents dominants qui n'est pas nécessairement perpendiculaire aux travées routières.

Ainsi, nous constatons donc qu'une différence peut être notée entre l'efficacité théorique des murs antibruit afin de réduire les concentrations de polluants et l'impact estimé pour une infrastructure en particulier.

9. RECOMMANDATIONS

Dans son mémoire sur le schéma d'aménagement de la CMM (DSP, 2014), la DRSP a formulé les recommandations suivantes :

- *« Limiter l'établissement de nouveaux usages sensibles à moins de 150 m des autoroutes et des voies à débit routier important.*
- *Lorsque la relocalisation d'un projet n'est pas envisageable :*
  - *i. prévoir des mesures d'atténuation afin de diminuer l'exposition de la population aux polluants générés par le trafic routier (ex. : mise en place de systèmes de ventilation performants, configuration des bâtiments réduisant l'infiltration des polluants) »*

Cette recommandation vise à ce que l'infrastructure routière ne constitue pas une source supplémentaire de polluants par rapport aux niveaux bruit de fonds présents sur l'Île de Montréal. La présence d'une zone tampon entre l'infrastructure routière et les zones sensibles permet aux polluants de se disperser et réduit l'exposition de la population aux polluants.

Dans le cadre du présent avis, la DRSP émet les recommandations suivantes :

Recommandation 1

À l'exemple de plusieurs autres villes, ne pas implanter à moins de 150 mètres des autoroutes et des infrastructures routières à fort débit de nouveaux bâtiments destinés à des populations pouvant être plus sensibles aux effets des polluants, tels les écoles, les garderies, les centres de soins, les résidences pour personnes âgées.

Tel que décrit précédemment, la mise en place de certaines mesures de mitigation peut avoir un effet important sur la réduction de la concentration des polluants. Les mesures de mitigation efficaces incluent :

- Les mesures touchant directement l'infrastructure routière
  - Murs antibruit d'une hauteur suffisante (d'au moins 4 m à 6 m)
  - Combinaison de murs antibruit et d'écrans de végétation dense
- Les mesures favorisant l'éloignement de la population aux polluants
  - Zones tampons
- Les mesures touchant directement le bâtiment
  - Configuration du bâtiment (accès extérieurs sur la façade opposée à l'axe routier)
  - Système de ventilation HEPA performant
  - Emplacement des prises d'air éloigné de l'infrastructure routière.

Toutefois, divers facteurs peuvent influencer l'efficacité de ces mesures, tant au niveau des mesures appliquées au bâtiment qu'à l'infrastructure routière. Aussi, bien que certaines mesures de mitigations tels les systèmes de filtration performants puissent améliorer la qualité de l'air intérieur, Il s'avère également que les milieux tels les écoles ou les centres soins de longues durées ne sont pas des espaces clos. Ces milieux offrent généralement une cour extérieure afin que les enfants ou les personnes âgées ou ayant des maladies chroniques puissent sortir et exercer des activités extérieures.

Il est donc déconseillé d'implanter ce type d'édifice public ou privé offrant des services aux populations vulnérables le long des autoroutes et de potentiellement exposer les groupes plus sensibles de la population (enfants, personnes ayant des maladies chroniques, personnes âgées). L'implantation sur des terrains plus propices aux vocations de ces immeubles, situés à plus de 150 m d'une autoroute, devrait être privilégiée.

En ce qui a trait au cadre bâti existant abritant ces types d'usages et situé aux abords des autoroutes, certaines mesures appliquées au bâtiment peuvent être mises en place afin de

réduire l'exposition à certains types de polluants. Par exemple, l'ajout d'un système de ventilation adéquat, à condition d'être entretenu périodiquement, selon les directives du fabricant, peut aider à améliorer la qualité de l'air intérieur.

Recommandation 2

Mettre en place des mesures de mitigation efficaces visant l'infrastructure routière et le nouvel immeuble résidentiel dans le cas de la revalorisation d'un terrain situé dans une zone résidentielle, entre 50 m et 150 m de l'autoroute, et juxtaposé à des habitations déjà présentes.

L'établissement d'immeubles résidentiels le long des autoroutes n'est pas recommandé. Toutefois, plus de 325 000 logements se situent présentement à moins de 100 m d'une autoroute dans la région métropolitaine. Ainsi, dans certains cas, un terrain faisant l'objet d'une revalorisation pourrait être situé entre 50 m et 150 m d'une autoroute et être juxtaposé à des immeubles résidentiels déjà établis depuis de nombreuses années. L'établissement de nouvelles résidences dans ce cas pourrait être accompagné de la mise en place de mesures de mitigation efficaces visant l'infrastructure routière et l'immeuble. Ces mesures sont détaillées à la recommandation 1 et comprennent des murs antibruit d'une hauteur suffisante (4 m à 6 m), une combinaison de murs et d'écrans de végétation dense, des systèmes de ventilation performants ayant des prises d'air éloignées des routes et une configuration du bâtiment qui éloignent les accès extérieurs à l'infrastructure routière.

Ces mesures ont l'avantage d'agir à la fois sur le nouvel immeuble et sur le cadre bâti déjà existant. Elles préviennent l'exposition d'une nouvelle population aux polluants et pourraient diminuer l'exposition de la population existante tant à la pollution qu'au bruit.

En effet, la population déjà établie aux abords des autoroutes demeurera exposée aux polluants issus des véhicules moteurs tant qu'il n'y a pas de mesures de mitigation efficaces mises en place (ex. murs antibruit d'une hauteur suffisante, système de ventilation, réduction à la source des polluants, etc.). Quelques mesures peuvent toutefois être mises en place afin de réduire l'exposition de la population déjà présente à certains types de polluants comme l'ajout d'un système de ventilation adéquat, à condition d'être entretenu périodiquement.

Recommandation 3

À moins de 50 m d'une autoroute, ne pas implanter de nouvel usage sensible, dont les usages décrits précédemment incluant les habitations, les terrains de jeux pour les enfants, les jardins communautaires, les terrains sportifs, etc.

Dans ce cas, il est recommandé de favoriser d'autres usages le long des grands axes routiers comme la mise en place de zone tampon entre l'infrastructure et les résidences.

Recommandation 4

Lors de l'établissement ou la réfection importante d'une infrastructure routière majeure, inclure d'emblée des mesures de mitigation efficaces dans le cas où des zones à vocation résidentielle ou à usage sensible sont situées à moins de 150 m de l'infrastructure.

10. CONCLUSION

Ce présent avis aborde la problématique de l'impact des émissions des véhicules sur la qualité de l'air aux abords des autoroutes, en prenant le complexe Turcot en exemple. Rappelons que depuis de nombreuses années, la DRSP considère que privilégier les transports actifs et collectifs demeure le moyen le plus efficace de réduire la pollution atmosphérique à la source tout en présentant l'avantage d'améliorer le bilan des traumas routiers ainsi que l'activité physique de la population.

Lorsqu'il est impossible de réduire les émissions à la source, la DRSP recommande de prioriser l'établissement d'une zone tampon permettant l'éloignement des populations vulnérables des axes de transports majeurs. Dans l'éventualité où la zone tampon ne puisse pas être respectée, la DRSP recommande d'implanter simultanément plusieurs mesures de mitigations, telles que les murs antibruit et des systèmes de ventilation. Avant la mise en place de mesures de mitigation, il est primordial de prendre en considération les spécificités locales du lieu d'implantation de ces mesures. D'ailleurs, une différence peut être notée entre l'efficacité des murs antibruit pour réduire la concentration de polluants décrite dans la littérature et les valeurs estimées pour le complexe Turcot.

Une combinaison de plusieurs mesures de mitigation est par conséquent recommandée, incluant les murs antibruit qui jouent un rôle pour diminuer l'exposition à la pollution, mais également au bruit. La DRSP émettra d'ailleurs des recommandations spécifiques au bruit du transport au cours de l'année 2017.

Dans le cadre de cet avis, la DRSP souhaite que les recommandations émises puissent être intégrées dans la planification de la revalorisation des terrains situés aux abords du complexe Turcot. Ces recommandations devront faire l'objet d'une révision périodique en raison notamment des progrès technologiques visant la performance des moteurs à combustion et l'augmentation possible du nombre de véhicules électriques.

11. ANNEXE

Figure A. Emplacement prévu des murs antibruit

14

TURCOT

Écrans antibruit prévus

Hauteur : 2,3 m
Longueur : 680 m

Hauteur : 3,3 m
Longueur : 160 m

Hauteur : 4,8 m
Longueur : 385 m

Hauteur : 3,8 m
Longueur : 75 m

Hauteur : 5,3 m
Longueur : 190 m

Secteur de Richelieu

Transports Québec

11

TURCOT

Écran antibruit prévu

ÉCHANGEUR TURCOT

Hauteur : 3,5 m
Longueur : 360 m

Complexe récréatif Gadbois

Secteur Cazelais

Transports Québec

8

TURCOT

Écrans antibruit prévus

Hauteur : 2,3 m
Longueur : 190 m

Hauteur : 3,8 m
Longueur : 850 m

Échangeur De La Vérendrye

Secteur De La Vérendrye

Transports Québec

Note : Figures Tirées de la présentation Gestion du Bruit du 18 novembre 2014 (pp. 8, 11 et 14) présentée par le MTQ au Comité Bon Voisinage Turcot.

12. RÉFÉRENCES

Karner, A. A., Eisinger, D. S., & Niemeier, D. A. (2010). Near-roadway air quality: synthesizing the findings from real-world data. *Environmental science & technology*, *44*(14), 5334-5344.

Beckerman, B., Jerrett, M., Brook, J. R., Verma, D. K., Arain, M. A., & Finkelstein, M. M. (2008). Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway. *Atmospheric Environment*, *42*(2), 275-290.

Hagler, G. S. W., Baldauf, R. W., Thoma, E. D., Long, T. R., Snow, R. F., Kinsey, J. S., ... & Gullett, B. K. (2009). Ultrafine particles near a major roadway in Raleigh, North Carolina: Downwind attenuation and correlation with traffic-related pollutants. *Atmospheric Environment*, *43*(6), 1229-1234.

Jin, X., Yang, L., Du, X., & Yang, Y. (2016). Particle transport characteristics in the micro-environment near the roadway. *Building and Environment*, *102*, 138-158.

Pournazeri, S., & Princevac, M. (2015). Sound wall barriers: Near roadway dispersion under neutrally stratified boundary layer. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *41*, 386-400.

Heist, D. K., Perry, S. G., & Brixey, L. A. (2009). A wind tunnel study of the effect of roadway configurations on the dispersion of traffic-related pollution. *Atmospheric Environment*, *43*(32), 5101-5111.

Finn, D., Clawson, K. L., Carter, R. G., Rich, J. D., Eckman, R. M., Perry, S. G., ... & Heist, D. K. (2010). Tracer studies to characterize the effects of roadside noise barriers on near-road pollutant dispersion under varying atmospheric stability conditions. *Atmospheric Environment*, *44*(2), 204-214.

Ahangar, F. E., Heist, D., Perry, S., & Venkatram, A. (2017). Reduction of air pollution levels downwind of a road with an upwind noise barrier. *Atmospheric Environment*, *155*, 1-10.

Amini, S., Ahangar, F. E., Schulte, N., & Venkatram, A. (2016). Using models to interpret the impact of roadside barriers on near-road air quality. *Atmospheric Environment*, *138*, 55-64.

Hagler, G. S., Lin, M. Y., Khlystov, A., Baldauf, R. W., Isakov, V., Faircloth, J., & Jackson, L. E. (2012). Field investigation of roadside vegetative and structural barrier impact on near-road ultrafine particle concentrations under a variety of wind conditions. *Science of the Total Environment*, *419*, 7-15.

Schulte, N., Snyder, M., Isakov, V., Heist, D., & Venkatram, A. (2014). Effects of solid barriers on dispersion of roadway emissions. *Atmospheric Environment*, *97*, 286-295.

Tong, Z., Baldauf, R. W., Isakov, V., Deshmukh, P., & Zhang, K. M. (2016). Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. *Science of the Total Environment*, *541*, 920-927.

Baldauf, R., Thoma, E., Khlystov, A., Isakov, V., Bowker, G., Long, T., & Snow, R. (2008). Impacts of noise barriers on near-road air quality. *Atmospheric Environment*, *42*(32), 7502-7507.

ADEME (2002). Classification and Criteria for setting up air monitoring stations: http://www.ademe.fr/htdocs/publications/publipdf/etude_clas.pdf

British Columbia Ministry of Environment (2012). Develop With Care 2012: Environmental Guidelines for Urban and Rural Land Development in British Columbia. Supporting Information -- Air Quality. http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/bmp/devwithcare/DWC-Air-Quality.pdf

Hitchins, J., et al. (2000) Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road. Atmospheric Environment, 34(1) 51-59.

Klems, J. P., Pennington, M. R., Zordan, C. A., & Johnston, M. V. (2010). Ultrafine Particles Near a Roadway Intersection: Origin and Apportionment of Fast Changes in Concentration. *Environmental Science & Technology*, 44(20), 7903–7907. doi:10.1021/es102009e

Ryan, P., LeMasters, G., Biagini, J., Bernstein, D., Grinshpun, S., Shukla, R., Wilson, K., et al. (2005). Is it traffic type, volume, or distance? Wheezing in infants living near truck and bus traffic. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, *116*(2), 279–284. doi:10.1016/j.jaci.2005.014

Smart growth network and International City/Country management association (ICMA). (2002). Getting to smart growth : 100 policies for implementation.

Zhou, Y., & Levy, J. I. (2007). Factors influencing the spatial extent of mobile source air pollution impacts: a meta-analysis. BMC Public Health, 7, 89. doi:10.1186/1471-2458-7-89

Zhu, Y., Hinds, W., Kim, S., Shen, S., & Sioutas, C. (2002). Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic. *Atmospheric Environment*, *36*(27), 4323–4335.

Wehner, B., Birmili, W., Gnauk, T., & Wiedensohler, A. (2002). Particle number size distributions in a street canyon and their transformation into the urban-air background: measurements and a simple model study. *Atmospheric Environment. 36*(13), 2215–2223. doi:10.1016/S1352-2310(02)00174-7

Brauer, M., Lencar, C., Tamburic, L., Koehoorn, M., Demers, P., & Karr, C. (2008). A Cohort Study of Traffic-Related Air Pollution Impacts on Birth Outcomes. *Environmental Health Perspectives*, *116*(5), 680–686. http://doi.org/10.1289/ehp.10952

Brauer, M., Reynolds, C., and Hystad, P. (2012). Traffic-Related Air Pollution and Health: A Canadian Perspective on Scientific Evidence and Potential Exposure-Mitigation Strategies. The University of British Columbia, School of Population and Public Health. *Prepared for: Health Canada – Santé Canada Water, Air and Climate Change Bureau*.

Brook, Robert D., Franklin, Barry, Cascio, Wayne, Hong, Yuling, Howard, George, Lipsett, Michael, . . . Tager, Ira. (2004). Air Pollution and Cardiovascular Disease. *A Statement for Healthcare Professionals From the Expert Panel on Population and Prevention Science of the American Heart Association, 109*(21), 2655-2671. doi:10.1161/01.cir.0000128587.30041.c8

Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., DiezRoux, A. V., Holguin, F., et al. (2010). Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease An Update to the Scientific Statement From the American Heart Association. *Circulation*, 121(21), 2331–2378. doi:10.1161/CIR.0b013e3181dbece1

California Environmental Protection Agency, American Lung Association of California. (2003). Air Pollution and Children's Health. Available: http://www.oehha. ca.gov/public_info/facts/airkids.html.

Centers for Disease Control and Prevention (CDC). (2015). Air Quality and Physical Activity: *When air quality is poor you can still take part in physical activity. National Center for Environmental Health*

Chen, Hong, Kwong, Jeffrey C., Copes, Ray, Tu, Karen, Villeneuve, Paul J., van Donkelaar, Aaron, . . . Burnett, Richard T. Living near major roads and the incidence of dementia, Parkinson's disease, and multiple sclerosis: a population-based cohort study. *The Lancet, 389*(10070), 718-726. doi:10.1016/S0140-6736(16)32399-6

Dessau. (2009). Projet de reconstruction du Complexe Turcot : Qualité de l'air. Rapport sectoriel Version finale révisée. Juin 2009. Rapport DA-70

Dessau. (2008). Projet de reconstruction du Complexe Turcot.Impacts sonores. Rapport sectoriel Annexe H : Données de circulatioin (DJME) prévues en 2016 avec le projet de reconstruction du Complexe Turcot.

Finn, D., Clawson, K. L., Carter, R. G., Rich, J. D., Eckman, R. M., Perry, S. G., ... & Heist, D. K. (2010). Tracer studies to characterize the effects of roadside noise barriers on near-road pollutant dispersion under varying atmospheric stability conditions. *Atmospheric Environment*, *44*(2), 204-214.

Gan, W. Q., Tamburic, L., Davies, H. W., Demers, P. A., Koehoorn, M., & Brauer, M. (2010). Changes in Residential Proximity to Road Traffic and the Risk of Death From Coronary Heart Disease. *Epidemiology*, 21(5), 642–649. doi:10.1097/EDE.0b013e3181e89f19

Généreux, M, Auger, N, Goneau, M, & Daniel, M. (2008). Neighbourhood socioeconomic status, maternal education and adverse birth outcomes among mothers living near highways. *Journal of Epidemiology and Community Health, 62*(8), 695-700. doi:10.1136/jech.2007.066167

Gilliland, F. D., McConnell, R., Peters, J., & Gong, H. (1999). A theoretical basis for investigating ambient air pollution and children's respiratory health. *Environmental Health Perspectives*, *107*(Suppl 3), 403–407.

Health Effects Institute. Panel on the Health Effects of Traffic-Related Air. (2010). Traffic-related air pollution: a critical review of the literature on emissions, exposure, and health effects: *Health Effects Institute*.

Jin, X., Yang, L., Du, X., & Yang, Y. (2016). Particle transport characteristics in the micro-environment near the roadway. *Building and Environment*, *102*, 138-158.

Klaassen, C.D. (2007). Casarett & Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons, Seventh Edition: McGraw-Hill Education.

Klems, J. P., Pennington, M. R., Zordan, C. A., & Johnston, M. V. (2010). Ultrafine Particles Near a Roadway Intersection: Origin and Apportionment of Fast Changes in Concentration. *Environmental Science & Technology*, 44(20), 7903–7907. doi:10.1021/es102009e

Morgenstern, Verena, Zutavern, Anne, Cyrys, Josef, Brockow, Inken, Koletzko, Sibylle, Krämer, Ursula, . . . Heinrich, Joachim. (2008). Atopic Diseases, Allergic Sensitization, and Exposure to Traffic-related Air Pollution in Children. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 177*(12), 1331-1337. doi:10.1164/rccm.200701-036OC

Organisation mondiale de la santé (OMS). (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project Technical Report.; Available from: http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/activities/evidence-on- health-aspects-of-air-pollution-to-review-eu-policies-the-revihaap-project.

MEDEIROS, Andra Paula Peneluppi de, et al. "Traffic-related air pollution and perinatal mortality: a case-control study." *Environmental health perspectives* 117.1 (2009): 127-132.Pournazeri, S., & Princevac, M. (2015). Sound wall barriers: Near roadway dispersion under neutrally stratified boundary layer. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *41*, 386-400.

Puett, R. C., Hart, J. E., Yanosky, J. D., Spiegelman, D., Wang, M., Fisher, J. A., ... & Laden, F. (2014). Particulate matter air pollution exposure, distance to road, and incident lung cancer in the nurses' health study cohort. *Environmental Health Perspectives (Online)*, *122*(9), 926.

Ryan, P., LeMasters, G., Biagini, J., Bernstein, D., Grinshpun, S., Shukla, R., Wilson, K., et al. (2005). Is it traffic type, volume, or distance? Wheezing in infants living near truck and bus traffic. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, *116*(2), 279–284. doi:10.1016/j.jaci.2005.014

Soulhac, L., Salizzoni, Cierco, F.-X., Perkins, R., The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion; part I, presentation of the model, Atmospheric Environment, Volume 45, Issue 39, 2011, Pages 7379-7395, ISSN 1352-2310

Sunyer, Jordi, Esnaola, Mikel, Alvarez-Pedrerol, Mar, Forns, Joan, Rivas, Ioar, López-Vicente, Mònica, . . . Querol, Xavier. (2015). Association between Traffic-Related Air Pollution in Schools and Cognitive Development in Primary School Children: A Prospective Cohort Study. *PLOS Medicine, 12*(3), e1001792. doi:10.1371/journal.pmed.1001792

Tétreault LF, Doucet M, Gamache P, Fournier M, Brand A, Kosatsky T, Smargiassi A. 2016. Childhood exposure to ambient air pollutants and the onset of asthma: an administrative cohort study in Québec. *Environ Health Perspect* 124:1276–1282; http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1509838

Wehner, B., Birmili, W., Gnauk, T., & Wiedensohler, A. (2002). Particle number size distributions in a street canyon and their transformation into the urban-air background: measurements and a simple model study. *Atmospheric Environment. 36*(13), 2215–2223. doi:10.1016/S1352-2310(02)00174-7

Wu, J., Ren, C., Delfino, R. J., Chung, J., Wilhelm, M., & Ritz, B. (2009). Association between Local Traffic-Generated Air Pollution and Preeclampsia and Preterm Delivery in the South Coast Air Basin of California. *Environmental Health Perspectives*, *117*(11), 1773–1779. http://doi.org/10.1289/ehp.0800334

Centre intégré
universitaire de santé
et de services sociaux
du Centre-Sud-
de-l'Île-de-Montréal

Québec